ESTUDIOS SOCIOECONÓMICOS DE LA SUSTENTABILIDAD
DE LOS SISTEMAS DE PRODUCCIÓN Y RECURSOS NATURALES

ISSN 1851 - 6955

N° 3

Métodos de valoración económica de los servicios ambientales

Autores: Estela Cristeche, Julio A. Penna

PE AEES Evaluación del impacto económico de los servicios ambientales en los sistemas de producción y las externalidades asociadas: los casos de las ecorregiones pampeana y chaqueña

Ediciones

Instituto Nacional de
Tecnología Agropecuaria

INTA

ESTUDIOS SOCIOECONÓMICOS DE LA SUSTENTABILIDAD DE LOS SISTEMAS DE PRODUCCIÓN Y RECURSOS NATURALES

ISSN 1851 - 6955
Nº3

Métodos de valoración económica de los servicios ambientales

Estela Cristeche[1]
Julio A. Penna[2]

Instituto de Economía y Sociología (IES)

Proyecto Específico 1732: «Evaluación del Impacto Económico de los Servicios Ambientales en los Sistemas de Producción y las Externalidades Asociadas: los casos de las Ecorregiones Pampeana y Chaqueña».
Documento de Trabajo: No. 03.

Proyecto Propio de Red: AEES1 «Análisis Socioeconómico de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y de los Recursos Naturales»

Área Estratégica de Economía y Sociología

PPR Análisis Socioeconómico de la Sustentabilidad de los Sistemas
de Producción y de los Recursos Naturales
Área Estratégica Economía y Sociología

INSTITUTO NACIONAL DE TECNOLOGIA AGROPECUARIA (INTA)

Enero 2008

---

[1] Economista del IES. Becaria Programa de Becas para Profesionales. IES - INTA Tema de Beca: «Evaluación económica de sistemas de producción sustentables en la Pampa Húmeda: beneficios y costos sociales y privados». Integrante del PE 1732
[2] Economista del IES, Coordinador del PPR AEES 1

Índice

Contenidos

	Pág.
1. Introducción	5
2.Métodos de valoración económica de los servicios ambientales	6
2.1 El valor económico total (VET)	7
2.2 El método de costos evitados o inducidos	12
2.2.1 Efecto sobre la función de producción de un bien privado	13
2.2.1.1 Cambios en la productividad	13
2.2.1.2 Alternativas al uso de funciones dosis-respuesta	15
2.2.2 Efecto sobre la función de utilidad	16
2.3 El método de costo de viaje	18
2.3.1 Cuantificación de la demanda del bien ambiental	19
2.3.1.1 Tasa de participación	19
2.3.1.2 Información específica de un sitio determinado	19
2.3.2 Especificación de la función de demanda del servicio ambiental	19
2.3.2.1 El costo de viaje zonal	19
2.3.2.2 El costo de viaje individual	21
2.3.3 Cálculo de los costos de acceso al sitio	22
2.3.3.1 Costos ineludibles	22
2.3.3.2 Costos discrecionales	22
2.3.3.3 El costo del tiempo	23
2.3.4 Limitaciones del método de costo de viaje	23
2.3.5 El criterio de Krutilla	25
2.4 El método de los precios hedónicos	26
2.4.1 Dificultades operativas de la aplicación del método de precios hedónicos	29
2.4.1.1 Valor de la vivienda o valor del metro cuadrado	29
2.4.1.2 Fuente de información	29
2.4.1.3 Tipo de precio	30
2.4.2 Limitaciones del método de precios hedónicos	30
2.4.2.1 El supuesto de la movilidad	30
2.4.2.2 El rol del ingreso per cápita	31
2.4.2.3 Captación del valor de uso y de no uso	31
2.4.3 Enfoque desde el lado de la oferta: Aplicación del modelo al mercado de arrendamiento de tierras para la explotación agrícola	32
2.4.4 Validez del método	33
2.5 El método de valoración contingente	33
2.5.1 La disposición a pagar o la disposición a aceptar	34
2.5.2 Los distintos tipos de encuesta	35
2.5.3 La información contenida en las encuestas	36
2.5.4 Sesgos inherentes al método de valoración contingente	38
2.5.5 La valoración ambiental como compra de satisfacción moral	39
2.6 Los métodos de valoración económica y la distribución del ingreso	41
2.7 Algunas consideraciones finales con respecto a la elección del método a utilizar	43
2.8 La transferencia de beneficios	43
3. Consideraciones finales	46
4. Bibliografía	47

5. Apéndice – Valoración Contingente: Variantes de Encuesta
y Dificultades asociadas a la realización de encuestas..... 50
5.1 Distintas variantes para el diseño de encuesta..... 50
5.1.1 La pregunta abierta..... 50
5.1.2 Formato de oferta iterativa o subasta..... 50
5.1.3 Tarjeta de pago o formato múltiple..... 50
5.1.4 Formato binario..... 51
5.2 Dificultades asociadas a la realización de la encuesta..... 52
5.2.1 La información previa..... 52
5.2.2 El rol del tiempo en la formulación de la encuesta..... 52
5.2.3 Las respuestas negativas..... 53
5.2.4 Sesgos..... 53

Figuras

Pág.

Figura 1. Descomposición del VET y los Métodos de
Valoración Económica asociados..... 9
Figura 2. Curva de Demanda. Costo de Viaje Zonal..... 20
Figura 3. Elección del Método de Valoración Económica
de la Calidad Ambiental..... 44

1. Introducción[3]

Actualmente hay dos ramas de la economía que se dedican a tratar cuestiones vinculadas al medio ambiente, ellas son: la economía ambiental y la economía ecológica. Este trabajo se concentrará en explorar los enfoques y los métodos de análisis de la primera, dejando el estudio de la segunda para ser desarrollado en documentos posteriores.

La Economía Ambiental suele desarrollar análisis que se realizan desde la teoría neoclásica y estudios que se enmarcan en lo que es conocido como la «Economía de los Recursos Naturales»[4]. La idea principal de este enfoque consiste en que los problemas ambientales surgen de lo que se es conocido como fallas de mercado. Es decir, situaciones en las que el mercado no funciona como un asignador óptimo de recursos. El medio ambiente en general, y muchos recursos naturales están vinculados con los conceptos de: externalidad, bien público y recursos comunes. La presencia de estas fallas de mercado está generalmente asociada a la ausencia de mercados para estos bienes y servicios ambientales. Tal como plantea Arrow (1986) cuando no existe mercado, hay un vacío de información para la toma de decisiones de los individuos, que ha de completarse con algún tipo de conjetura. El problema es que dichas conjeturas difícilmente se condigan con la realidad asociada al fenómeno bajo estudio, y por consiguiente, la toma de decisiones que se deriva de las mismas resulte en una asignación no óptima de recursos. Ante este tipo de situaciones la tarea de la economía ambiental radica en proporcionar análisis e instrumentos que permitan corregir tales desvíos. Este tipo de estudios apunta principalmente a la valoración directa o indirecta en términos monetarios de los cambios operados en la calidad de algún bien o servicio ambiental.

En este sentido, se reconocen dos tipos de enfoques para realizar el análisis económico de impactos ambientales. En primer lugar, se considera la posibilidad de utilizar el criterio costo-beneficio estándar, comparando los beneficios y los costos asociados a una acción particular para determinar si vale la pena o no encarar la misma. Este enfoque se utiliza generalmente al comparar distintas alternativas o proyectos, para lo cual es preciso identificar los impactos ambientales asociados y asignar un valor económico a los resultados que se deriven de los mismos. Un ejemplo de ello puede ser el análisis de distintas tecnologías de tratamiento de agua y las mejoras en la salud de la comunidad que las mismas pueden generar.

---

[3] Los autores agradecen los importantes comentarios, críticas y sugerencias recibidas de Eugenio Cap (Director del IES) y de María Cristina Marzocca, integrante del PE 1732., Como es de estilo, los errores u omisiones que puedan observarse en este Documento, son de exclusiva responsabilidad de los autores.

[4] La economía de los recursos naturales consiste en la aplicación de los principios de la economía al estudio de la extracción y la utilización de recursos naturales. En este sentido, se plantea una distinción fundamental entre recursos naturales renovables y recursos naturales no renovables. Los primeros son aquellos que crecen con el tiempo. Por ejemplo, los recursos vivos, como los árboles y los peces evolucionan, se reproducen y mueren a través del tiempo como resultado de diversos procesos biológicos. También existen recursos naturales no vivos que son renovables, como el caso paradigmático de la energía solar que recibe la Tierra de manera continua. Por su parte, los recursos naturales no renovables son aquellos que no pueden reproducirse, una vez que son consumidos, se extinguen para siempre. Los ejemplos típicos son los recursos minerales y el petróleo (Field et al., 2003).

No obstante, en algunos casos puede no ser factible o deseable encarar un análisis costo-beneficio tradicional. Por ejemplo, existen algunas áreas naturales que son consideradas únicas en el mundo, y que por tal razón, se conviene en que deben ser conservadas sin considerar el costo de ello. Por otra parte, puede haber casos en los que exista un elevado nivel de incertidumbre sobre los beneficios que pueden proveer los bienes y servicios ambientales bajo estudio, tanto en el presente como en el futuro, lo que genera problemas significativos a la hora de asignar valores monetarios apropiados. Cuando la pérdida de estos servicios ambientales pueda ser irreversible, es deseable optar por una estrategia que minimice las pérdidas asociadas al daño ambiental a menos que el costo social de la misma sea excesivamente alto. Esta perspectiva es conocida como «estándares mínimos de seguridad» (*safe minimum standards*). En estos casos, se aplica una variante del análisis costo beneficio tradicional, el enfoque costo-eficiencia que consiste en encontrar la manera más eficiente de alcanzar un objetivo ambiental particular. Es importante destacar que este enfoque indica cuál es la alternativa más eficiente, pero no evalúa si los beneficios esperados justifican los costos en los que debe incurrirse. La respuesta a este último interrogante descansa en elementos de juicio informados y en el sentido común de aquél que realiza el estudio (Banco Mundial, 1998). La gran ventaja del análisis costo-eficiencia es que la misma no requiere de la medición de los beneficios. El hecho de que se persiga alcanzar un determinado objetivo de la manera más eficiente hace que el analista pueda limitarse únicamente a computar los costos de cada una de las alternativas a estudiar. Implícitamente se estaría suponiendo que los beneficios que se derivan de la consecución de esa alternativa son muy elevados (Azqueta, 2002).

En cierto sentido, puede afirmarse que una de las tareas más arduas con la que debe enfrentarse la economía ambiental consiste en realizar los ejercicios de valoración económica de los impactos ambientales asociados a diversas acciones o proyectos, a partir de los cuales posteriormente se encaran los análisis costo-beneficio o costo-eficiencia previamente expuestos.

El trabajo se organiza de la siguiente manera. En la sección 2, se hace una introducción a los métodos de valoración de los bienes y servicios ambientales, luego se desarrolla el concepto de Valor Económico Total (VET), sus componentes y los métodos de valoración económica asociados a los mismos. Seguidamente, se procede a analizar, en primer lugar, los métodos de valoración indirecta – costos evitados o inducidos, costo de viaje y precios hedónicos – y posteriormente, el único método de valoración económica directa: la valoración contingente. En los dos últimos apartados de esta sección, se estudia, por un lado, la vinculación entre los métodos de valoración y la distribución del ingreso, y luego, se analiza la técnica de transferencia de beneficios. Posteriormente, en las Secciones 3 y 4, respectivamente, se presentan las consideraciones finales y la bibliografía. Por último, en la sección 5 se incluye un apéndice en el que se analizan distintas variantes de encuesta y las dificultades asociadas a la realización de encuestas en el marco del método de Valoración Contingente.

2. Métodos de valoración económica de los servicios ambientales[5]

En el marco de la economía ambiental, podemos distinguir cuatro métodos de valora-

[5] La exposición que se hace de los métodos de valoración económica de los bienes y servicios ambientales se sustenta principalmente en los trabajos: Azqueta (1994) y Azqueta y Pérez y Pérez (1996).

ción económica del medio ambiente. Estos son: i) el método de los costos evitados o inducidos; ii) el método del costo de viaje; iii) el método de los precios hedónicos; iv) el método de la valoración contingente. Los tres primeros son considerados métodos de preferencias reveladas y el último es un método de preferencias declaradas, o alternativamente, métodos indirectos y método directo.

El denominador común de todas estas metodologías es que intentan asignar un valor a los bienes y a los servicios ambientales de la forma en que lo haría un mercado hipotético, que luego, en caso de así desearlo, permiten realizar una estimación de la función de demanda del bien o servicio ambiental en cuestión.

Los métodos directos e indirectos se ubican en una perspectiva temporal diferente. Mientras los métodos indirectos intentan inferir la valoración que hacen las personas de un hecho que ya ocurrió a partir de la observación de su conducta en el mercado, el método de valoración contingente y sus variantes presentan una situación hipotética que aún no se ha producido. Asimismo, es importante señalar que en condiciones de incertidumbre la utilidad que una persona espera percibir de un determinado servicio ambiental sin conocer aún el estado de naturaleza que lo acompañará, puede variar significativamente de la que recibirá una vez que la incógnita desaparezca.

El considerar que los consumidores son aquellos que determinan la estructura productiva y distributiva de la sociedad parte de dos supuestos:

a) El principio de soberanía del consumidor, que considera que el individuo es el que más conoce lo que le conviene o lo beneficia en términos de su propio bienestar.
b) El sistema de democracia de mercado, que concibe al mercado como un sistema democrático en el que las personas expresan sus preferencias, optando por unos bienes en lugar de otros y expresando la intensidad con la que desean esos bienes a partir de su disposición a pagar por ellos. No obstante, el poder adquisitivo impone un límite a la manifestación de las preferencias de los individuos en el mercado. Esta cuestión no es para nada menor y, asociada a los métodos de valoración del medio ambiente que se explican más adelante, puede significar una debilidad fundamental desde un punto de vista ético. Sobre todo, teniendo en cuenta las, en muchos casos, imprecisas definiciones de derechos de propiedad inherentes al medio ambiente y a los recursos naturales.

(Azqueta, 1994)

Estos supuestos en los que descansan los distintos métodos de valoración económica son en muchas ocasiones la base sobre la que se asientan muchas de las críticas que se realizan a los mismos. Empero, este punto se desarrollará con mayor profundidad en las secciones posteriores de este trabajo.

2.1 El Valor Económico Total (VET)

Una dificultad sustancial con la que se topa la economía ambiental al encarar la valoración del medio ambiente es definir quién le da valor al mismo, especificar cuáles son los derechos de aquellos usuarios de bienes y servicios ambientales y cuáles los de los no usuarios. Este punto resulta sumamente complejo dado que es muy frecuente que aquellos que provocan un efecto nocivo sobre el medio ambiente son distintos de aquellos que deben padecerlo, y tal hecho es extensivo tanto a comunidades como a

regiones y a países. Además, al determinar quiénes son los afectados, puede resultar un error considerar únicamente a aquellas personas que ven modificados los valores de uso inmediatos del medio ambiente[6].

En este sentido, en un trabajo previo de Penna y Cristeche (2008), se estudió el paradigma de valor utilitarista antropocéntrico - del que se derivan los métodos de valoración económica – que generalmente clasifica a los bienes y a los servicios del ecosistema de acuerdo a como éstos son utilizados. Los bienes y servicios ambientales pueden poseer un valor desigual para diversos individuos y grupos de personas. La agregación de los distintos valores marginales por debajo de algún tipo de umbral mínimo es el Valor Económico Total. La terminología y la clasificación de los distintos elementos que componen el Valor Económico Total varía ligeramente entre analistas, pero generalmente incluye al Valor de Uso y al Valor de No Uso. El primero está compuesto por: (i) Valor de Uso Directo; (ii) Valor de Uso Indirecto; y (iii) Valor de Opción. El Valor de No Uso se asocia habitualmente con el concepto de valor de existencia.

Asimismo, esta subdivisión de los diferentes tipos de valor que posee el medio ambiente, sirve para identificar con mayor facilidad cuáles son los individuos o grupos de personas que se ven afectados por algún tipo de variación en la cantidad o en la calidad del bien o del servicio ambiental en cuestión.

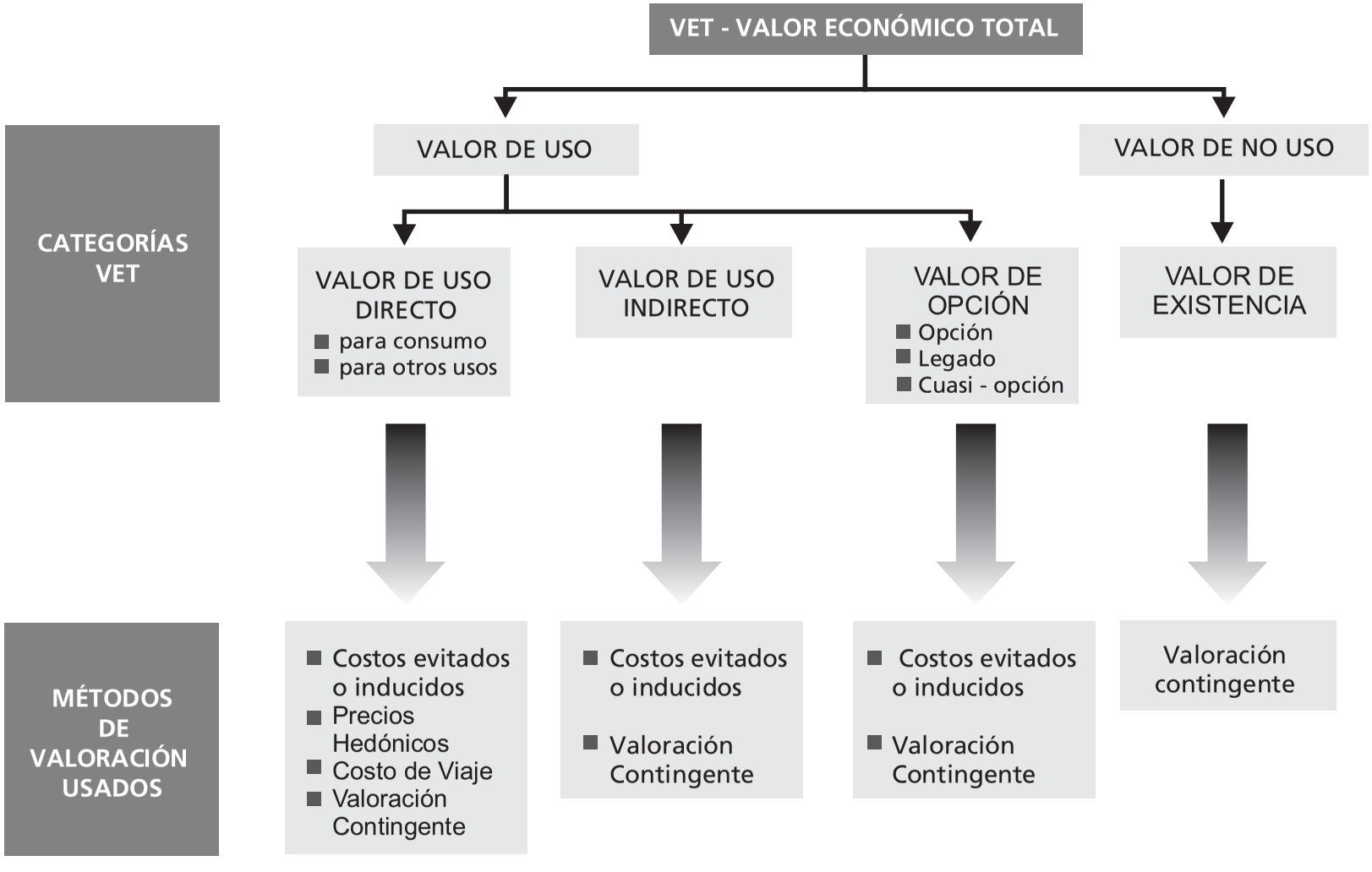
La Figura 1 describe la composición del VET e ilustra la correspondencia que existe entre sus distintas partes integrantes y los métodos de valoración económica que pueden utilizarse para estimar las mismas. En este sentido, esta figura constituye una referencia muy importante para el análisis de los distintos métodos de valoración económica que se realizará posteriormente en este trabajo.

Los Valores de Uso se refieren al valor de los servicios del ecosistema que son empleados por el hombre con fines de consumo y de producción. Engloba a aquellos servicios del ecosistema que están siendo utilizados en el presente de manera directa o indirecta o que poseen un potencial para proporcionar Valores de Uso Futuros.

El Valor de Uso Directo hace referencia a los bienes y a los servicios del ecosistema que son utilizados de manera directa por los seres humanos, tales como: la producción de alimentos, la producción de madera para utilizar como combustible y como insumo para la construcción, los productos medicinales derivados de sustancias naturales, la caza de animales, etc. Por otro lado, a diferencia de lo que acontece en los ejemplos anteriores, se pueden identificar ciertos servicios ambientales cuyo consumo no implica una disminución en el stock o flujo total de los mismos. Tal es el caso del disfrute de actividades culturales y de recreación que no se asocian con la generación de productos. En consonancia con este punto, se puede distinguir entre ambos tipos de Valor de

[6] En muchas ocasiones, aunque no siempre, muchos países en desarrollo que se dedican a conservar los ecosistemas y la biodiversidad, incurren en unos costos locales elevados para generar beneficios globales enormes. En contraste, los países ricos suelen incurrir en relativamente bajos costos locales generando unos beneficios globales mucho más modestos. De alguna manera, los países ricos disfrutan de los beneficios globales que surgen de la implementación de políticas en sus países y en los países en desarrollo. Por tal razón, muchos coinciden en que estos países deben compensar a los países en desarrollo por incurrir en estas pérdidas netas que surgen de las políticas de conservación, a través de mecanismos de transferencia de recursos internacionales (Turner et al.,2003)

Figura 1. Descomposición del VET y los Métodos de Valoración Económica asociados



Fuente: Millenium Ecosystem Assessment (2003)

Uso Directo, indicando que es «para el consumo» cuando la cantidad de un bien disponible se ve reducida cuando es consumida por un conjunto de actores; y en cambio, se considera «para otros usos» cuando el disfrute de tales servicios no trae aparejada una reducción en la disponibilidad de los mismos. Este último fenómeno es conocido como la «no rivalidad» en el consumo, una de las propiedades que definen a los bienes públicos en economía. Las personas que residen o visitan los ecosistemas bajo estudio son, generalmente, las que le asignan un mayor valor de uso directo a los servicios ofrecidos por los mismos.

Los Valores de Uso Indirecto se asocian a los servicios ambientales derivados de las funciones de soporte de los ecosistemas y que pueden considerarse como requisitos naturales o insumos intermedios para la producción de bienes y servicios finales. Un ejemplo de ello son: la filtración natural de agua que beneficia a las comunidades aguas abajo, la función de protección frente a tormentas que proveen los bosques brindando amparo a las propiedades y a las obras de infraestructura adyacentes, y por último, el secuestro de carbono que beneficia a la comunidad entera mitigando el cambio climático. En el caso de la producción de alimentos, es muy importante la intervención de servicios del ecosistema tales como: la provisión de agua y de nutrientes del suelo, la polinización y el control biológico de plagas.

El concepto de Valor de Opción se refiere al bienestar que experimentan las personas por el hecho de preservar la oportunidad de utilizar en el futuro los bienes y servicios del ecosistema, ya sea por parte de las generaciones presentes (valor de opción) o de las generaciones futuras (valor de legado). El «valor de cuasi-opción» representa el beneficio que se percibe por postergar decisiones que en un contexto de elevado grado de incertidumbre puedan producir efectos irreversibles hasta que surja nueva información que revele si ciertos servicios ambientales poseen valores que se desconocen hasta el momento.[7]

Entonces, se puede afirmar que el valor de cuasi-opción manifiesta el beneficio neto, también definido como prima de riesgo por Mitchell y Carson (1989), que se deriva al postergar una decisión con el objeto de remover total o parcialmente cualquier tipo de incertidumbre a partir de la recolección de la mayor cantidad de información posible. Este hecho demuestra que el objetivo último no es la valoración del bien en sí

[7] Es importante aclarar que muchos autores ubican al «valor de cuasi-opción» como un subconjunto de los «Valores de No Uso»; sin embargo, el tratamiento que hacen de este concepto es el mismo (Azqueta, D. Op. Cit.;1994). Por otra parte, Mitchell y Carson (1989) consideran que no deben incluirse los valores de opción como un componente más del VET, dado que los mismos surgen a partir de la incertidumbre que rodea al uso (lado de la demanda) y a la provisión (lado de la oferta) futura de los servicios ambientales en cuestión. Esta incertidumbre, según los autores, puede reducirse al mínimo proveyendo de información útil al encuestado (en el caso de aplicarse el método de valoración contingente). En este sentido, los autores destacan que el valor de opción no debe tomarse como una categoría de beneficios, sino como un factor de corrección del cálculo de los beneficios totales. Por otra parte, también consideran que el concepto de valor de cuasi - opción es relevante más bien en términos del cambio total que experimenta un servicio ambiental, en lugar de cambios marginales. Por ejemplo, la extinción de una determinada especie implica que los potenciales beneficios que ésta provee jamás podrán ser disfrutados. De manera similar al caso del valor de opción, las autores se inclinan por tratar a esta categoría como un factor de corrección del valor económico total de un servicio ambiental (O´Doherty, R.; 2001).

misma, sino la búsqueda de un proceso de toma de decisiones óptimo[8] (Freeman, 1990). Los servicios culturales, de provisión y de regulación que brindan los ecosistemas pueden formar parte del Valor de Opción en el caso de que no estén siendo utilizados en el presente, pero puedan ser aprovechados más adelante.

Por Valor de No Uso se entiende al disfrute que experimentan las personas simplemente por saber que un servicio ambiental existe, aún si no esperan hacer uso del mismo de forma directa o indirecta a lo largo de todas sus vidas. Este valor también es conocido como «Valor de Existencia», «Valor de Conservación» o «Valor de Uso Pasivo». De alguna forma, este concepto se superpone parcialmente con otras fuentes de valor no utilitarias[9]. El paradigma utilitario en sí mismo no cuenta con una noción de valor intrínseco, pero es una realidad que para muchas personas los ecosistemas sí lo poseen. En la medida en que las personas consideren que los ecosistemas son poseedores de ese tipo de valor, esto se verá reflejado parcialmente en el «Valor de Existencia» que le asignen al medio ambiente, y por ende, estará incluido en la evaluación del valor económico total calculado a partir del enfoque utilitario. De acuerdo con Randall (1991)[10], dentro de los valores de no uso, existiría otra categoría llamada *vicarious use value,* que refleja la posibilidad que tienen ciertas personas que se ven impedidas de visitar espacios naturales inhóspitos y poco conocidos, pero que obtienen placer al admirar las imágenes de los mismos transmitidas por televisión u otro medio de comunicación. Asimismo, otros autores (ICOMOS, 1993) consideran una definición alternativa de *vicarious use value* referida al bienestar que les genera a las personas el saber que otras personas disfrutan de un servicio ambiental a pesar de que ellas no lo hagan.

En general, los Valores de Uso Directos son más fáciles de medir, dado que involucran cantidades observables de productos que cotizan en el mercado. La recreación también es relativamente sencilla de valorar dado que la cantidad de personas que visitan un espacio natural en el que se desarrollan actividades de recreación es directamente observable. En cambio, evaluar el beneficio que perciben los visitantes resulta más complejo de cuantificar, pero existen desarrollos metodológicos cuyo objetivo reside en intentar identificar el costo de viaje real o la «disposición a pagar» que los sujetos declaran para visitar un determinado sitio (este punto será tratado más adelante).

La medición del «Valor de Uso Indirecto» es generalmente más compleja que la medición del «Valor de Uso Directo». Asimismo, las cantidades de servicio provisto, como por ejemplo, la cantidad de carbono almacenado en la biomasa o en el suelo, son generalmente difíciles de medir. Mientras la contribución de los servicios del ecosistema a la producción de bienes y servicios de mercado, puede resultar significativa, generalmente resulta complicado distinguir entre ésta y las contribuciones de otros insumos de la producción. A su vez, muchos de estos servicios frecuentemente no ingresan al

---

[8] En este sentido, se puede interpretar que, para arribar a la clasificación de valores de uso directos, indirectos y de opción, las personas realizan previamente un ejercicio de maximización de la utilidad intertemporal.

[9] Entre los paradigmas de valor no utilitarios se identifican: el paradigma de valor sociocultural, el paradigma de valor ecológico y el paradigma de valor intrínseco (MA; 2003).

[10] Citado por O´Doherty (2001): Randall, A. (1991) «Total and Nonuse Values». En: Measuring the Demand for Environmental Quality. Braden J B and Kolsted CD (eds), Elsevier, Amsterdam.

mercado en ningún caso, por lo que su valor no es sencillo de establecer.

El «Valor de No Uso» es el tipo de valor más complejo de estimar, dado que en muchos casos, no se refleja en el comportamiento de las personas y es casi inobservable[11], lo cual hace que sea imposible capturar el mismo a través de las preferencias que los individuos revelan en el mercado. En este sentido, a la hora de estimar el «Valor de No Uso» o «Valor de Existencia» se realizan encuestas que intentan relevar, por ejemplo, la «disposición a pagar» de las personas para conservar especies en peligro de extinción o ecosistemas remotos de los que ellos no hacen uso directo. No obstante, este punto se desarrollará más profundamente en las secciones ulteriores de este trabajo.

En términos de valor económico total, el valor de uso directo, para consumo y para otros usos, puede medirse a través del enfoque de costos evitados o inducidos y los métodos de: precios hedónicos, costo de viaje y valoración contingente (Ver Figura 1). El «Valor de Uso Indirecto» y el «Valor de Opción» pueden calcularse a través de los métodos de costos evitados o inducidos y el método de valoración contingente. Finalmente, el «Valor de No Uso» o «Valor de Existencia», sólo puede estimarse a partir de las metodologías de valorización hipotética o contingente.

En cuanto a la relevancia de considerar los valores de no uso, es importante destacar que: «Es necesario definir, en efecto, cuáles son los valores, de entre los anteriormente enunciados, que la persona, o el colectivo, pueden exigir que se consideren a la hora de tomar una decisión, como parte de sus derechos. Restringir, como es práctica tradicional, el análisis a los directamente afectados como usuarios por la modificación propuesta, puede constituir una limitación ilegítima de los derechos de un colectivo de personas mucho más amplio. Dado que, en efecto, la diferencia entre incluir los valores de no uso o excluirlos, puede ser considerable.» (Azqueta, 1994: 60)

Por último, se desea destacar que la habilidad para medir servicios del ecosistema se ve restringida por la complejidad de la naturaleza en sí misma. La «función de producción» de la naturaleza es tan compleja, y poco comprendida en algunas instancias, que muchas veces es difícil obtener estimaciones confiables de todos los servicios ambientales. Un aspecto que ilustra esta complejidad es la abundancia de «producciones conjuntas» que son inherentes a la mayoría de los procesos de la naturaleza. Un ejemplo de ello son los árboles que ejercen funciones de ciclado de nutrientes, regulación de sistemas hidrológicos y del clima. A la hora de calcular su valor económico es preciso que se consideren todas estas «producciones conjuntas» (Turner *et al.*; 2003).

A continuación se procede a desarrollar los distintos métodos que sirven a la hora de calcular el VET de los bienes y servicios del ecosistema.

2.2 El método de los costos evitados o inducidos

Tal como se desprende de la Figura 1, el método de costos evitados o inducidos sirve

[11] Hay algunas excepciones, como por ejemplo las contribuciones voluntarias que realizan los individuos a favor de buenas causas, aún cuando éstos esperen poca o ninguna ventaja para sí mismos (Azqueta, D.; 1994).

para estimar las tres categorías de Valor de Uso que componen el VET, a saber: el Valor de Uso Directo, el Valor de Uso Indirecto y el Valor de Opción.

Este método corresponde al típico caso en que el bien o servicio ambiental bajo análisis no se comercia en el mercado, pero está relacionado con un bien que sí lo es, o sea, que posee un precio; y que el vínculo entre ambos radica en ser sustitutos en el marco de una determinada función de producción.

En este contexto se admiten dos posibilidades:

1.El bien o servicio ambiental es un insumo más dentro de la función de producción ordinaria de un bien o servicio privado.

2.El bien o servicio ambiental forma, junto con otros bienes y servicios, parte de la función de producción de utilidad de un individuo o una familia.

2.2.1 Efecto sobre la función de producción de un bien privado

En el marco de esta dimensión del enfoque de costos evitados e inducidos se distinguen varios métodos de valoración. Estos métodos no proveen medidas precisas de los valores económicos de los servicios ambientales, a diferencia de otros métodos que se basan en la disposición a pagar de las personas por los bienes o servicios en cuestión. Por el contrario, estos métodos suponen que los costos de evitar ciertos daños sobre el medio ambiente o reemplazar ecosistemas o los servicios que éstos proveen constituyen estimaciones útiles de su valor. Este supuesto descansa en el hecho de que si las personas están dispuestas a incurrir en este tipo de costos para evitar los perjuicios causados por la pérdida de algún servicio ambiental o para reemplazar ciertos servicios del ecosistema, entonces, estos servicios deben valer, por lo menos, el monto que la gente paga para ello (Ecosystem Valuation, 2006).

2.2.1.1 Cambios en la productividad

Es sabido que el control de la erosión constituye un importante servicio del ecosistema. La pregunta es: ¿Cómo valorarlo? Una alternativa para ello consiste en evaluar económicamente el efecto que tiene la erosión del suelo en la productividad agrícola. El abordaje de este tipo de problemática precisa de lo que se denomina como «funciones de dosis-respuesta», también conocidas como «funciones de daño».

Estas funciones miden la relación entre la presión sobre el ambiente como causa y resultados específicos de la misma como efectos. Se establece una relación matemática que determina como un determinado nivel de contaminación y/o degradación repercute en la producción, el capital, los ecosistemas, la salud humana, etc. De esta manera, se obtiene una estimación del impacto ambiental de una práctica particular. Este estimador puede luego utilizarse para predecir la mejora (o el deterioro) ambiental correspondiente a un decrecimiento (incremento) de la presión ejercida por una práctica particular sobre el medio ambiente (SEEA, 2003).

Las funciones de dosis-respuesta se presentan de manera lineal, no lineal y en algunos casos, con umbrales a partir de los cuales el daño es irreparable. Un ejemplo de ello son las cárcavas que surgen como resultado de un proceso erosivo avanzado y que no pueden revertirse por medio de las prácticas habituales de cultivo (FECIC PROSA, 1988).

La gran mayoría de los desarrollos de funciones de dosis-respuesta están asociados a

los impactos de cambios en la calidad ambiental sobre: la salud, los materiales y los cultivos agrícolas. Estos son los impactos que pueden cuantificarse con un mayor nivel de confianza. Las funciones dosis-respuesta constituyen una primera aproximación a la valoración económica de la alteración de algún bien o servicio ambiental. En el caso agrícola, la aplicación tradicional del método consiste en multiplicar la variación en los rendimientos de los cultivos que se estima a través de estas funciones, por los precios prevalecientes en el momento del análisis.

No obstante, debe destacarse que el método descansa en algunos supuestos que no siempre se cumplen. Uno de ellos consiste en que el productor es pequeño, es decir, que es precio – aceptante tanto en el mercado en el que ofrece sus productos como en el mercado de factores de producción. De esta manera, ante alteraciones en los volúmenes de su producción, los precios involucrados se mantienen constantes (el productor se enfrenta a curvas de demanda horizontal) lo cual permite estimar sin mayores dificultades el valor de la mejora o deterioro ambiental, que en ambos casos serían experimentados por el productor. En el caso contrario, en que los cambios en la calidad ambiental fueran lo suficientemente importantes como para que el precio de venta del producto y el precio de los factores de producción se vieran alterados (curvas de demanda con pendiente negativa), el impacto sería muy difícil de calcular y los efectos del mismo en el bienestar se repartirían entre los productores y los consumidores.

Otro supuesto importante es que tanto la cantidad como la composición de la producción y de los factores productivos se mantienen constantes. Empero, este no suele ser el caso. Es altamente probable que ante variaciones en las condiciones de producción (generalmente el deterioro ambiental se da de forma gradual), el productor ponga en práctica medidas de tipo defensivas. Un ejemplo de estas últimas es la modificación de la composición de la producción incorporando nuevos cultivos y secuencias de cultivos que sean más resistentes a la degradación de los suelos, y que al mismo tiempo no provoquen tantos perjuicios ambientales. Otra alternativa puede ser la intensificación en el uso de algunos insumos productivos o la introducción de unos nuevos que reduzcan los efectos negativos de la degradación.

Es decir, lo que se pone sobre relieve a partir de los cuestionamientos de estos supuestos es que es necesario llevar a cabo un análisis de equilibrio general que tome en cuenta todos estos factores y que no se limite únicamente a los casos que involucren a pequeños productores que no implementen medidas defensivas, dado que «la cuantía del error cometido al no tener en cuenta los posibles cambios en los precios, la composición de la producción y la modificación de los insumos productivos utilizados puede ser importante.» (Azqueta, 1994: 81)[12]

Otra posibilidad sería valorar los cambios ambientales considerando el costo de las acciones defensivas, dado que las mismas ya no serían precisas en caso de haber removido la causa que las provocó. Asimismo, es probable que no siempre se obtengan resultados correctos debido a que en muchas ocasiones es difícil retornar a la situación previa. Por ejemplo, no resulta sencillo desmantelar una estructura productiva concebida para la producción de leche, para luego retornar a la producción agrícolo-ganadera.

[12] En algunos estudios tal error alcanzó un veinte por ciento del total (Azqueta, 1994).

Una alternativa adicional consiste en estimar la función de producción de la actividad afectada por un cambio en un servicio ambiental que se combina con los demás factores de producción. A partir del análisis del comportamiento «maximizador» de beneficios del productor – construyendo una función de beneficios a partir de la función de producción estimada - es posible calcular la elasticidad de respuesta de la composición de los cultivos y de la combinación de los factores productivos utilizada ante un cambio infinitesimal en la oferta de un servicio ambiental particular, y de esta manera, obtener el valor económico de los cambios en el bienestar experimentados. Siguiendo este procedimiento se toman en cuenta las posibles medidas defensivas operadas, como así también los probables cambios en los precios que puedan generarse, sin depender tan estrechamente del conocimiento de las funciones dosis-respuesta.

2.2.1.2 Alternativas al uso de funciones dosis-respuesta

En muchos casos no se pueden utilizar las funciones dosis-respuesta, ya sea porque es muy difícil obtener las mediciones necesarias o por no existir suficiente disponibilidad de datos para poder estimarlas. En estas situaciones, se pueden aplicar otros métodos que no cuentan con el mismo grado de precisión, como por ejemplo: i) el costo de reemplazo, ii) el costo de oportunidad, iii) el costo de relocalización, y iv) los costos preventivos (Gallego, 1999).

La técnica del costo de reemplazo descansa en el supuesto de que es posible calcular los costos en los que se incurre para sustituir los activos ambientales dañados a causa del desarrollo de alguna actividad humana. A través de este enfoque se pretende obtener una estimación de los beneficios que se perciben por evitar que se genere un determinado daño o deterioro ambiental. Este enfoque puede ser de utilidad para aquellos casos en los que sea necesario invertir dinero para poder reemplazar un activo ambiental. No obstante, la aplicación del mismo se torna dificultosa cuando los activos que están en juego son, por ejemplo, el suelo o el agua. En algunas ocasiones, no existen bienes sustitutos, o los que existen no son capaces de proveer la gama completa de servicios que proveía el activo ambiental original.

Por su parte, el enfoque del costo de oportunidad calcula el costo de destinar recursos para la conservación del medio ambiente, contabilizando todos los ingresos perdidos por no asignar esos recursos a otras funciones. Es decir, se mide el beneficio que se deja de percibir por dedicarse a actividades de preservación. De alguna forma, este enfoque puede interpretarse como una forma de estimar el «costo de preservación».

Los costos de relocalización constituyen una variante de la técnica de los costos de reemplazo a través de la cual se estiman los costos de relocalizar una instalación física para evitar una potencial disminución de la calidad ambiental, considerando los costos y los beneficios de evitar tal daño. En este sentido, el Informe del Banco Mundial (1998) presenta como ejemplo el caso de la relocalización de un canal de abastecimiento de agua de una zona altamente contaminada a otra fuente más limpia en Shangai (China). A la hora de tomar esta decisión se evaluaron los beneficios obtenidos por la reducción de los costos de tratamiento de agua y el menor riesgo de alcanzar índices más elevados de contaminación asociados a la relocalización de la planta abastecedora de agua potable. Por otra parte, se estimaron los costos de limpieza del río. No obstante, en el análisis no se consideraron los beneficios de tener una fuente segura y limpia de agua. Finalmente, los costos de relocalización fueron inferiores a los costos de limpieza del río, por lo que se optó por la alternativa de relocalización. Es importante destacar, que esta técnica puede resultar de especial utilidad a la hora de evaluar planes de ordenamiento territorial.

Finalmente la técnica de los costos preventivos consiste en calcular los gastos que realizan los agentes para tratar de impedir los perjuicios causados por la contaminación y la degradación. Este enfoque supone que la percepción individual del costo que genera el daño ambiental es, por lo menos, el monto que el individuo paga para evitar el daño. Los valores obtenidos a partir de esta técnica son considerados como el costo mínimo de prevención de problemas ambientales dado que los gastos individuales pueden verse limitados por el nivel de ingreso o debido a que existe, una vez realizado el gasto preventivo, alguna porción restante del excedente del consumidor sin contabilizar.

Es importante destacar que a través de estos métodos que no precisan de funciones dosis-respuesta se pierde mucha exactitud en los resultados. Asimismo, dado que estos métodos no tienen en cuenta las preferencias sociales por los servicios de los ecosistemas, deben ser utilizados como último recurso para valorar los servicios ambientales (Ecosystem Valuation, 2006).

En este mismo orden de cosas, se puede afirmar que estos métodos alternativos deben utilizarse únicamente una vez que se haya implementado un proyecto o si de alguna manera la sociedad demostró su disposición a pagar por el proyecto. De lo contrario, no existe ningún indicio que señale que el valor del bien o servicio provisto por el capital natural a la comunidad afectada sea mayor que el costo estimado del proyecto. Adicionalmente, si no se cuenta con evidencia que señale que la comunidad efectivamente demandará este tipo de alternativas en el caso de que algún servicio ambiental se vea alterado o eliminado en su totalidad, este método no constituye una herramienta de estimación económica apropiada del valor de los servicios ambientales bajo estudio (Ecosystem Valuation, 2006).

2.2.2 Efectos sobre la función de producción de utilidad

En la teoría microeconómica existe un enfoque que considera que el individuo o la familia se comportan como productores que combinan bienes y servicios para obtener un determinado nivel de utilidad. Es en este sentido que se hace referencia a la función de producción de utilidad[13]. A los fines de hacer este concepto más claro se presenta el siguiente ejemplo. El hecho de que una familia se traslade en vehículo a un espacio verde implica la combinación de bienes y servicios que poseen un precio explícito (el combustible del automóvil, la comida y la bebida consumidas, la amortización del coche) y otros que carecen del mismo (por ejemplo, el paisaje) para poder obtener un producto final deseado: el disfrute de un día al aire libre. Entre estos bienes y servicios que se combinan para obtener un determinado bien final puedan definirse relaciones de complementariedad o sustitución.

Una forma de valorar la alteración de estos servicios ambientales consiste en analizar la relación entre bienes privados y ambientales que forman parte de una misma función de producción de utilidad y que son sustitutos entre sí. Es decir, aquellas situacio-

[13] Uno de los principales referentes de esta concepción de las funciones de utilidad es Gary Becker que introduce esta idea en su trabajo: Becker, G. (1965) A Theory of the Allocation of Time. The Economic Journal, Vol. 75, No. 299 (Sep., 1965), pp. 493-517.

nes en las que una alteración en los niveles de calidad ambiental influya sobre la función de utilidad aumentando o disminuyendo la demanda de un determinado bien privado. Suponiendo funciones de utilidad débilmente separables[14], es posible obtener el precio del bien ambiental (X) a través de la tasa marginal de sustitución entre el mismo y el bien privado (Y) con el que éste se relaciona.

$$DPx = -PyRMSxy$$

Por lo tanto, si se conociera la relación marginal de sustitución entre X e Y, sería factible estimar una función de demanda para X.

Este enfoque del método de costos evitados o inducidos que contempla los cambios que se producen en la función de producción de utilidad de las personas, es generalmente aplicado a cuestiones que afectan a la salud de las mismas. El estado de salud de la persona repercute directamente en su bienestar. En este sentido, puede hablarse también de la existencia de una función de producción de salud de la persona que se puede definir como la combinación de diversos bienes y servicios - entre los que se incluyen algunos servicios ambientales - que generan un estado de salud deseado.

Por ejemplo, se puede plantear un caso en el que se pauten acciones que disminuyan los niveles de contaminación del aire. Los beneficios que perciban las personas en términos de una menor incidencia de episodios de alergias y problemas respiratorios, se pueden estimar considerando las reducciones en los gastos de tratamiento (visitas al médico, compra de medicamentos) o gastos preventivos de diversa índole (compra de aparatos purificadores de aire, etc.). En otras palabras, en el marco de la función de producción de salud de los ciudadanos estos bienes y servicios privados se comportan como sustitutos de la calidad del aire.

No obstante, la aplicación de este método para este tipo de casos cuenta con algunas limitaciones. En primer lugar, se puede incurrir en una subestimación o sobreestimación

---

[14] Suponiendo que contamos con una función de utilidad compuesta por un vector de bienes y servicios al que se le aplica una serie de particiones a través de las cuales se obtienen subconjuntos excluyentes de una clase determinada. Se define: «Una función de utilidad es estrictamente separable con respecto a una partición determinada (un reparto de los distintos bienes que la componen en subconjuntos mutuamente excluyentes), si la relación marginal de sustitución entre los bienes de dos subconjuntos distintos, es independiente de la cantidad consumida de cualquier otro bien perteneciente al otro subconjunto. (...) Se dice que la función de utilidad es débilmente separable con respecto a una determinada partición, si la relación marginal de sustitución entre dos bienes cualesquiera pertenecientes a uno de los subconjuntos establecidos, es independiente de la cantidad consumida de los bienes de otro subconjunto cualquiera. Es decir, que podemos analizar la demanda de esos dos bienes sin necesidad de conocer la de otros que no forman parte de la familia (...) Finalmente, si no se establece ninguna restricción en cuanto a las relaciones marginales de sustitución, es decir, si no se cumple ninguna de las relaciones de separabilidad, la función de utilidad es no separable con respecto a dicha partición. Lo que quiere decir que dichas relaciones dependen de las cantidades de todos los demás bienes, y no es posible separar la demanda de un bien sin tener la información sobre todos los demás.» «Si los bienes ambientales pertenecen a cualquiera de los dos subconjuntos, y la función de utilidad es estrictamente separable lo que ocurra con ellos no se refleja en el comportamiento de la persona en el mercado con respecto a ningún otro bien privado, por lo que no delata cambio alguno.» Azqueta, (1994) pp.27-28, p. 158.

de una medida si su impacto es negativo o positivo respectivamente, al no poder capturar la totalidad del efecto renta que esta acción trae aparejada. Por otro lado, es muy posible que las medidas defensivas que se adopten no sean capaces de restablecer la situación a su estado original. Este último punto está íntimamente ligado al hecho de que en el caso de que la sustitución entre bienes no sea perfecta, el costo de las medidas defensivas no reflejarán correctamente el valor del cambio en el bienestar experimentado. Empero, reconociendo la poca disponibilidad de datos con la que generalmente cuenta el investigador, es importante tener en cuenta que muchas de las valoraciones que puedan obtenerse muy probablemente tiendan a subestimar la pérdida de bienestar producida.

2.3 El método de Costo de Viaje

A diferencia del método de costos evitados, este método consiste en analizar la relación entre bienes y servicios privados y ambientales complementarios. El ejemplo típico de este tipo de relación complementaria es el consumo de los servicios ambientales que puede proveer un bosque, un Parque Nacional o una Reserva Natural, y el consumo de otros bienes privados como el costo de viaje, el costo de entrada al lugar (en caso de que se cobrara), el tiempo de viaje, la estadía, etc[15]. En estos casos, lo que se obtienen son estimaciones de los valores de uso asociados con ecosistemas y sitios destinados a actividades de recreación[16]. Este método también supone funciones de utilidad débilmente separables. En comparación con el método de valoración contingente (que desarrollaremos más adelante), el método del costo de viaje se basa en las actividades que la gente realiza, en lugar de lo que la gente declara.

Para poder aplicar este método es preciso contar con información acerca de la utilización real del entorno natural bajo estudio y luego, compararlo con el costo pagado para poder hacerlo.

Este método parte de la premisa de que el tiempo y el dinero empleados para realizar el viaje al sitio bajo estudio representa el precio de acceso al mismo. Por consiguiente, la disposición a pagar para visitar el sitio se puede estimar a partir del número de visitas que realiza la gente incurriendo en diversos costos de viaje.

El método de costo de viaje se puede utilizar para estimar los costos y los beneficios resultantes de:

- Cambios en los costos de acceso a un sitio donde se desarrollan actividades recreativas.
- La eliminación de un determinado espacio natural que provee servicios de recreación.
- La creación de un nuevo sitio recreativo.
- Cambios en la calidad del ambiente de un sitio recreativo.

---

[15] El origen del método se remite a un pedido hecho a un grupo de economistas en el año 1949 por parte del Servicio de Parques Naturales de Estados Unidos, en el que se pedían sugerencias sobre la manera de calcular los beneficios económicos de contar con tales parques (Azqueta,1994, p.100).
[16] Es decir, bienes ambientales que no poseen una función vital sino que solamente proveen servicios recreativos, lo que en la literatura de lengua inglesa es expresado como amenities.

2.3.1 Cuantificación de la demanda del bien ambiental

Para determinar en qué medida se demanda el bien ambiental bajo análisis, existen dos alternativas: trabajar en base al enfoque de tasas de participación o a partir de la información específica de un sitio determinado.

2.3.1.1 Tasa de participación

A través de esta técnica se obtiene información sobre las actividades que desarrolla una determinada población. Por ejemplo, actividades de recreación en medios naturales tales como: pesca, natación, remo, camping, etc.; a través de la realización de encuestas a muestras representativas de la población cuya unidad de análisis puede ser el individuo o el núcleo familiar, sin hacer referencia a ningún espacio en particular.

2.3.1.2 Información específica de un sitio determinado

Esta alternativa es la más utilizada para el desarrollo del método de costo de viaje y, a diferencia de las tasas de participación, tiene como objeto determinar la demanda por los servicios de un espacio natural específico sin necesidad de considerar ninguna actividad en particular. Sin embargo, en comparación con la alternativa de tasas de participación mencionada anteriormente, esta variante proporciona mayores dificultades a la hora de determinar la población a ser estudiada.

2.3.2 Especificación de la función de demanda del servicio ambiental

Una vez resuelta esta primera cuestión, debemos definir qué tipo de función de demanda estimaremos a partir de los datos obtenidos. Para ello caben dos alternativas: el costo de viaje zonal y el costo de viaje individual.

2.3.2.1 El costo de viaje zonal

Consiste en recolectar información acerca del número de visitas realizadas a un determinado sitio, desde puntos ubicados a distinta distancia, lo que implica costos de acceso diferentes. El procedimiento que debe seguirse para poder aplicar esta alternativa consiste, en primer lugar, en definir las zonas y determinar su distancia al sitio. Ello se puede representar a partir de esquemas compuestos por círculos concéntricos que se extienden alrededor del área bajo estudio que, en realidad, representan zonas geográficas o ciudades desde donde es posible que se generen flujos de visitas hacia el sitio.

Luego, debe asignarse un costo promedio de viaje desde cada punto. Más adelante, será necesario contar con información acerca de la cantidad de personas que visitaron el sitio procedentes de estos lugares y el número de visitas que realizó cada una de ellas. De esta forma, se estima una función de demanda que, entre otras posibilidades, podría expresarse de la siguiente forma:

$$\frac{V_{hj}}{P_h} = f(C_{hj},\ S_h,\ A_{jk},\ e_{hj})$$

En la que: V_{hj} es la cantidad de visitas al lugar j desde la zona h; P_h es la población de la zona h; C_{hj} representa el costo de llegar al espacio j desde la zona h; S_h constituye un conjunto de características socioeconómicas (nivel de ingreso, promedio de edad, can-

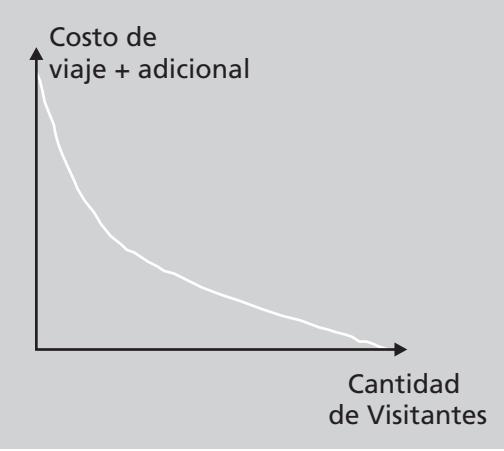
tidad y tipo de vehículos, etc.) de la población de la zona h; A_{jh} corresponde a un grupo de características del sitio j (limpieza, congestión, facilidades para acampar, calidad del agua, etc.); y por último, e_{hj} es el término de error estocástico.

Fasciolo (2002) plantea otra opción más sencilla que consiste en calcular el porcentaje de visitas proveniente de cada una de las zonas con respecto a su población (%V) y el costo de viaje por kilómetro (distancia) y por hora (tiempo) por separado para todas las zonas. Luego, se suman ambos valores para obtener el costo total de viaje por zona (CV), y finalmente, a partir de estos valores se estima una regresión del número de visitas en función del costo de viaje total como la siguiente (suponiendo que la forma funcional sea lineal):

$$\%V_i = \hat{B}_0 + \hat{B}_1 \, CV_i$$

Donde el subíndice i representa la zona i, que puede ir desde la 1 a la k. A partir de esta regresión es posible construir una función de demanda del visitante promedio. En primer lugar, se plantea una situación en la que no debe pagarse cuota de entrada. Luego se incrementa el costo por zona en una cantidad fija (equivalente al costo de entrada), y se obtiene el costo de cada zona CV_i y el porcentaje de visitantes correspondientes. Posteriormente, este porcentaje debe convertirse en cantidad de personas para obtener la curva de demanda que se presenta a continuación (Figura 2).

Figura 2 – Curva de Demanda - Costo de Viaje Zonal



Por último, para calcular el beneficio total que brinda un determinado sitio habrá que calcular el área debajo de la curva de demanda. Una aproximación a la misma se obtiene sumando el producto de la cantidad de visitantes de cada zona por el costo correspondiente.

$$Beneficio\ Total = \sum_{i=1}^{k} V_i \, CV_i$$

Esta alternativa es considerada una de las más simples y la menos costosa. Permite estimar el valor recreativo de los servicios globalmente, sin distinguir cambios en la calidad de un sitio recreativo.

2.3.2.2 El costo de viaje individual

A pesar de que esta alternativa es preferida en términos teóricos, se utiliza con menor frecuencia que el enfoque anterior de costo de viaje zonal por las dificultades que presenta su aplicación. La principal diferencia que muestra respecto del costo de viaje zonal es que emplea datos individuales en lugar de zonales, relevados a partir de encuestas realizadas a los visitantes. Este método permite determinar la demanda de los servicios provistos por el espacio bajo análisis para cada individuo en función de los costos para acceder al mismo y de las características socioeconómicas de los encuestados. El proceso consiste en definir la curva de demanda individual para cada encuestado, y más adelante, agregar todas éstas para obtener la curva de demanda total. Por consiguiente, este método requiere de una recolección más vasta de información y de un análisis un tanto más complejo, pero provee de resultados más precisos.

Entre las diversas especificaciones que puede adoptar la función de demanda, Azqueta (1994 b) propone ésta:

$$V_{ij} = f(C_{ij}, M_i, F_i, G_i, N_i, P_{ij}, E_{ij}, L_{ij}, A_i, Q_i, e_{ij})$$

Ahora V_{ij} representa la cantidad de visitas que el encuestado i realiza al área bajo estudio j; C_{ij} es el costo en el que incurre para llegar al sitio; M_i es una variable *dummy* que permite evaluar si la persona pertenece a alguna organización vinculada a la conservación del medio ambiente; F_i es también una variable *dummy* que determina si la persona es capaz de identificar algún otro sitio del mismo tipo (por ejemplo, un bosque) que él considere sustituto del sitio analizado; G_i es otra variable *dummy* que establece si el encuestado reconoce otro sitio pero perteneciente a un grupo distinto (siguiendo con el ejemplo anterior, podría ser una laguna) que sirva de sustituto de la actividad que se desarrolla en el sitio y no del sitio en sí mismo; N_i es el tamaño del grupo que acompaña al encuestado i; P_{ij} constituye otra variable ficticia que indica si la visita al sitio particular fue el único motivo del viaje; E_{ij} representa la proporción en que el encuestado considera que la visita al sitio contribuyó al goce del paseo; L_{ij} es la cantidad de horas pasadas en j; A_i representa la edad del encuestado; Q_i su ingreso y e_{ij} constituye el término de error estocástico.

Otras variables que son susceptibles de consideración son: la cantidad de veces que el encuestado visitó el sitio durante el año o la estación pasada, otras variables socioeconómicas asociadas al encuestado, otros lugares visitados durante el mismo paseo y la cantidad de tiempo que se pasó en ellos, la percepción que tiene el encuestado acerca de la calidad ambiental del sitio, etc. (Ecosystem valuation, 2006).

De manera más sencilla, Fasciolo (2002) plantea la siguiente expresión para estimar la curva de demanda a partir de la técnica de costo de viaje individual:

$$V_j = \beta_0 + \beta_1 CV_j$$

Al igual que en el caso del costo de viaje zonal, se estima la curva de demanda para el visitante promedio a partir del número de visitas (V_j) y los gastos incurridos o costo de viaje (CV_j), donde el subíndice j representa a la persona encuestada entre n personas. Luego, esta curva de demanda promedio se multiplica por la población que es considerada relevante en el estudio (la población de la región de donde provienen los visi-

tantes) para estimar el valor total del excedente del consumidor de la región.
Otro punto a destacar es que la mayoría de los estudios desarrollados en base a este método han trabajado a partir de información relevada en un mismo momento del tiempo (datos de corte transversal). Sin embargo, hay registro de casos en los que se trabajó a partir de datos tomados en distintos momentos del tiempo – datos de panel y datos de corte transversal para varios años - con el objeto de comprobar la tendencia que presenta la demanda de ciertos bienes y servicios ambientales[17].

Si se decide agregar al análisis la percepción del encuestado acerca de la calidad ambiental del sitio, es posible estimar los cambios en el valor del sitio provocados por cambios en el nivel de calidad ambiental. Para ello será preciso que se estimen dos funciones de demanda, una para cada nivel de calidad ambiental. El área entre ambas curvas constituye la estimación del cambio en el excedente del consumidor ante una modificación particular en el nivel de calidad ambiental del sitio (Ecosystem Valuation, 2006).

Es importante dejar en claro que a partir de los enfoques de costo de viaje zonal y de costo de viaje individual se pueden obtener valoraciones distintas del bien ambiental analizado. La preferencia por el enfoque de costo de viaje individual radica en que muchos autores, luego de comparar los resultados obtenidos por medio de estos dos enfoques de costo de viaje con otras estimaciones realizadas a partir de otros métodos, encontraron más puntos de coincidencia entre estos últimos y el enfoque expuesto en segundo lugar.

2.3.3 Cálculo de los costos de acceso al sitio (costos de viaje)

Entre los costos en los que se incurre para acceder al lugar, hay algunos que se consideran inevitables por lo que no es discutible su incorporación dentro de la contabilización. Sin embargo, existen otros que reciben más cuestionamientos, como por ejemplo, el tiempo empleado para acceder al sitio y el destinado a recorrer y disfrutar del mismo. Las dudas se plantean en cuanto a si deben ser considerados un costo o no, y en caso de serlo, qué valor se le asigna al mismo. A continuación se detallan los distintos costos susceptibles de contabilización en el marco del método de costo de viaje.

2.3.3.1 Costos ineludibles

Son aquellos que se desprenden estrictamente del desplazamiento, como por ejemplo: el gasto en combustible, la amortización y los gastos de mantenimiento del vehículo. Asimismo, según sea el caso, se pueden computar los pasajes en micro, avión o tren. También se adicionan, en caso de exigirse, los costos de estacionamiento y de entrada.

2.3.3.2 Costos discrecionales

Son los costos que le agregan utilidad a la experiencia sin ser estrictamente necesarios para acceder al sitio analizado. Existe consenso en que sólo deben computarse los costos que son *no discrecionales* (es decir, que son estrictamente necesarios para acce-

[17] Citado por Azqueta (1994): - Hellerstein, D. (1993) Intertemporal data and travel cost analysis. Environmental and Resource Economics, 3: 193-207

der al destino estudiado), teniéndose en cuenta los costos diferenciales; como por ejemplo, la diferencia entre el gasto en un restaurante menos el gasto normal en alimentos.

2.3.3.3 El costo del tiempo

En este punto se considera no sólo el tiempo invertido en el viaje, sino también el tiempo pasado en el sitio. Con relación al tiempo empleado para acceder al sitio, resulta complicado determinar si el mismo debe contabilizarse como un costo o un beneficio. En muchas ocasiones, el mismo trayecto para acceder a un sitio de interés puede proporcionar placer. Por esta razón, frecuentemente no se elige el camino más corto. En este caso, no tendría mucho sentido computar el tiempo invertido para realizar este trayecto como un costo de acceso al destino final; por el contrario, el mismo podría hasta considerarse como un beneficio para las personas que lo realizan. No obstante, es obvio que las congestiones en el tráfico que se dan en los caminos al emprender o retornar de un paseo al aire libre remiten una utilidad escasa o nula. Por consiguiente, resulta difícil establecer una regla concreta que determine si el tiempo debe contabilizarse como un costo o un beneficio, por lo que resulta mejor dejar esta cuestión librada al buen entendimiento del investigador.

Un tanto más sencilla resulta la cuestión del tiempo pasado en el espacio bajo estudio, dado que el mismo puede identificarse como un indicador de la intensidad de la demanda por los servicios que provee ese espacio, pero difícilmente pueda contabilizarse como un costo de acceso al mismo. Azqueta (1994,b) explica este asunto señalando que cuando el individuo define sus preferencias en cuanto a las combinaciones de ocio y consumo que maximizan su bienestar, debe afrontar dos restricciones. Por una parte, su restricción presupuestaria, escogiendo la canasta de bienes que desee pero siempre remitiéndose a su capacidad adquisitiva. Y por el lado del ocio, el tiempo debido a que tiene una cantidad finita de horas destinadas para ello. Pero una vez que están determinadas ambas, resulta sin sentido estimar el costo de oportunidad del tiempo destinado al ocio en términos de ingresos perdidos dado que esta decisión ya ha sido tomada. El costo de oportunidad derivará del valor que se le asigne a la utilidad que se hubiera percibido en caso de elegir la siguiente mejor alternativa.[18]

2.3.4 Limitaciones del método de costo de viaje

El método funciona suponiendo que el individuo o el grupo de personas que visitan el sitio realiza el viaje con el único objetivo de disfrutar de ese destino. Sin embargo, es muy frecuente que el viaje tenga más de un destino, lo que presenta una dificultad a la hora de asignar un valor al sitio estudiado (es muy difícil separar los costos entre los distintos destinos).

Se presenta otro problema en torno a la demarcación de las distintas zonas de influencia del sitio estudiado. En primer lugar, pueden verificarse distintas motivaciones y pautas de comportamiento (por ejemplo, en cuanto al tiempo pasado en el lugar) entre los visitantes provenientes de zonas cercanas y distantes. A su vez, y en relación

[18] Para una discusión más profunda del valor económico del tiempo, consultar Azqueta (1994). PP108-112.

con el ítem anterior, la probabilidad de que el sitio no sea el único destino del viaje aumenta si la zona de procedencia de los visitantes es más alejada.

Asimismo, el nivel de ingreso no solamente influye en la disposición a pagar de los individuos, sino también en la posibilidad de tener tiempo libre para realizar visitas a espacios naturales donde puedan desarrollarse actividades de recreación. En este sentido, los resultados obtenidos se encuentran aún más sesgados según los distintos niveles de ingreso.

Por otro lado, aquellos que valoran ciertos espacios naturales pueden elegir vivir en zonas linderas. Si este es el caso, tendrán unos costos de viaje bajos, pero valorarán altamente tal espacio, valor que no se verá totalmente capturado por este método (Ecosystem Valuation, 2006).

Otra limitación importante consiste en el carácter sitio-específico que presenta el método. El método permite estimar el cambio en el bienestar asociado al cierre o la desaparición de un espacio natural con relativa facilidad (o inaugurar uno nuevo de similares características a los que existen), pero resulta más complejo estimar el cambio en el bienestar que se produce por un mejoramiento o un empeoramiento de las instalaciones del mismo. Esta dificultad se ha contrarestado, tal como se mencionó previamente, a partir de la inclusión de varias preguntas que hacen referencia a las condiciones y a las características del sitio en las encuestas o estudiando el comportamiento relativo respecto de otros espacios sustitutos que divergen en cuanto a la calidad y a los costos para arribar a ellos. Otra alternativa consiste en trabajar con datos de series de tiempo, empero las tareas de relevamiento de información se hacen más costosas. Por lo tanto, sobre la base de estas dos variantes sería posible valorar las alteraciones en los servicios ambientales provistos por el sitio bajo estudio.

En conclusión, más allá de las limitaciones previamente explicitadas del método del costo de viaje, el mismo constituye una herramienta importante para estimar el valor de uso de los servicios provistos por ciertos espacios naturales, allí donde otros métodos no son susceptibles de aplicación. Empero, es sumamente importante que los analistas que lo utilicen tengan presentes todas sus limitaciones.

Por último, este método puede ser objetable desde muchos ángulos, y aún más cuando se intenta hacer una valoración de recursos únicos, dado que encarnan valores históricos, culturales, antropológicos; cuya pérdida puede considerarse de carácter irreversible. Esta crítica se hace extensible también a los otros métodos de valoración, aún el de la valoración contingente que es capaz de capturar no sólo los valores de uso sino también los valores de no uso, debido a que los mismos son considerados invaluables. Asimismo, la economía ambiental es criticada en términos generales por tender a concentrarse más en la valoración de *amenities* – servicios ambientales que no tienen un valor vital (como son los servicios ambientales de soporte), sino meramente recreativo - relegando el valor de la naturaleza como sustento de la vida. En tal caso, el medio ambiente no es visto como proveedor de una serie de recursos y servicios ambientales insustituibles que son base para la producción y la vida misma, sino como fuente de servicios recreativos. En este sentido, resulta relevante estudiar lo que se ha dado a conocer en la literatura como el criterio de Krutilla.

2.3.5 El criterio de Krutilla

Haciendo hincapié en esta idea, John Krutilla modificó el análisis costo-beneficio para dar mayor peso a los beneficios recreativos que brinda la naturaleza. En el famoso caso del proyecto hidroeléctrico de Hells Canyon en EEUU, Krutilla elaboró un informe - cuyas principales conclusiones luego son reproducidas en su trabajo «*Conservation Reconsidered*» - que apoyaba las posturas conservacionistas, en el que sostenía que la producción de electricidad sería cada vez menos costosa, mientras que el valor recreativo de la belleza natural como era el caso de Hells Canyon aumentaría. Esta afirmación descansaba, por un lado, en las conclusiones que extrajeron Barnett y Morse en su estudio de 1963[19], quienes señalaban que los precios de los recursos naturales extraídos no aumentaban en relación a los precios de los productos industriales; y a su vez, debía considerarse que las centrales eléctricas eran altamente extractivas. Adicionalmente, en aquella época se pensaba que existían muchas posibilidades de sustituir fuentes de energía primaria para generar electricidad, se presentaba como principal alternativa la energía nuclear, fuente para la producción de electricidad menos costosa. Estos sucesos fueron previos a los accidentes nucleares de Three Mile Island (1979) y Chernobyl (1986), por ende, a la población no le interesaba cuál era la fuente de la energía eléctrica, lo único que le inquietaba era disponer del producto final. Éste último punto se contrapone con los cuestionamientos que se hacen hoy en día, desde ciertos sectores, a la instalación de plantas nucleares en virtud de los peligros asociados a las mismas. En consecuencia, cualquier mejora o progreso técnico podía introducirse sin mayores problemas por medio de un precio más bajo. En cambio, no existía ningún tipo de cambio o progreso tecnológico que revirtiera los efectos negativos sobre los servicios recreativos que proveía Hells Canyon a sus visitantes. Aún yendo más lejos, se consideraba que la elasticidad-ingreso de la demanda de servicios ambientales era superior que la de los bienes y servicios de mercado. De esta manera, Krutilla se ubica como uno de los ideólogos más adelantados de la tesis del ecologismo como post-materialismo al postular que el medio ambiente se comporta como un bien de superior (Martínez Alier, 1998).

Por consiguiente, Krutilla partía de la idea de que la oferta de bienes manufacturados y de servicios puede expandirse de manera continua a través de descubrimientos científicos y del dominio de la técnica; y recalcaba que, por su parte, los espacios naturales que proveen servicios de recreación poseen una oferta relativamente inelástica. Por consiguiente arribaba a la conclusión de que el hecho de que el hombre cuente con limitaciones significativas para reproducir este tipo de servicios en el tiempo, hace que sea más relevante la preservación de los mismos (Krutilla, 1967). Por consiguiente, no existirían problemas que afecten a servicios ambientales no recreativos insuperables dado que existiría una posibilidad de sustitución y avance tecnológico casi inagotable para enfrentar éstos, sin aplicarse lo mismo para el caso de servicios ambientales de uso recreativo. En este sentido, una economía en crecimiento puede compensar la escasez creciente de bienes y servicios ambientales por medio de nuevas tecnologías cuyo desarrollo, a su vez, es consecuencia directa o indirecta de ese crecimiento económico. Solo las bellezas naturales que brindan servicios recreativos al hombre serán más escasas, y por ende, su precio aumentará. Martínez Alier (1999) argumenta que el

[19] Barnet, H. J.; Morse C. (1963) «Scarcity and Growth: The economics of natural resource availability» Baltimore, MD. John Hopkins University Press.

análisis que realiza Krutilla es incompleto al considerar únicamente a los bienes recreativos, sin tomar en cuenta a las condiciones de vida y de producción que provee el medio ambiente en general. Quizás el punto más discutible según este autor es el considerar que los bienes corrientes tienden a abaratarse con el tiempo en comparación con los bienes recreativos, dado que en el análisis de los primeros no se tienen en cuenta los costos ambientales.

2.4 El método de los Precios Hedónicos

El método de precios hedónicos es utilizado para calcular el valor económico de bienes y servicios del ecosistema que afectan de manera directa a los precios de mercado. Este método parte de los mismos supuestos que el método de los costos de viaje en cuanto a funciones de utilidad débilmente separables - lo que implica que la demanda por ciertos atributos ambientales sea independiente de la demanda de otros bienes - y complementariedad débil entre el bien ambiental y el bien privado. La característica distintiva que presenta este método es que el bien ambiental es una característica o atributo de un determinado bien privado.

El supuesto básico en el que descansa el método es que muchos de los bienes que se comercian en el mercado poseen un conjunto de características y atributos que no pueden adquirirse por separado, dado que los mismos no se intercambian en un mercado independiente. Estos son considerados bienes «multiatributo» dado que poseen más de un valor de uso satisfaciendo varias necesidades al mismo tiempo. El ejemplo típico de este tipo de bien privado es la vivienda, otro ejemplo similar es el automóvil, siendo la sumatoria del peso de sus diversas características las que finalmente determinan el precio final del bien. Esto último es lo que se conoce en la teoría económica como hipótesis hedónica. De acuerdo a esta última, existe una relación subyacente entre el precio de un bien y su calidad. Si bien la valoración de la calidad de un bien es eminentemente subjetiva, sería correcto aproximarla mediante sus cualidades físicas. Así, para la hipótesis hedónica el agente económico discrimina entre productos, o entre variedades de un producto, sobre la base de sus características físicas. De la hipótesis hedónica se desprende, entonces, que diferentes modelos o variantes de un mismo bien sean homologables a partir de sus atributos, o que las nuevas versiones de un producto representan sólo nuevas combinaciones de las atributos ya existentes (Guerrero de Lizardi y Pérez García, 2002). Tomando como fundamento la hipótesis hedónica se puede considerar que detrás de los precios de mercado de ciertos bienes se pueden identificar los precios sombra[20] de otros bienes como los espacios verdes, la pureza del aire, etc.[21] En síntesis, se puede afirmar que al comprar un bien no lo hacemos únicamente para satisfacer una necesidad básica sino que también lo hacemos con el objeto de obtener un determinado nivel de calidad de vida. En este punto in-

[20] Los precios sombra se pueden definir como el precio de referencia que se establecería para cualquier bien en condiciones de competencia perfecta, incluyendo los costos sociales además de los privados. Cuando un bien o servicio no tiene un precio de mercado también suele asignársele un precio sombra, con lo cual se pueden realizar análisis de costo-beneficio y cálculos de programación lineal. Ellos representan el costo de oportunidad de producir o consumir un bien, aun cuando éste no sea intercambiado en el mercado o no tenga un precio de mercado (Sabino, C.; 1991).

[21] El método de precios hedónicos tiene aplicaciones en una amplia variedad de campos además del ambiental. Uno de los más destacados es el marketing

gresan las variables ambientales al análisis. Por ejemplo, al comprar un inmueble además de considerarse la cantidad de habitaciones, la calidad de construcción del edificio, se tienen en cuenta otras variables, como por ejemplo: la búsqueda de tranquilidad, la pureza del aire, la cercanía a un espacio verde, etc.

El método de los precios hedónicos puede utilizarse para estimar los beneficios y los costos asociados con: la calidad ambiental (como la contaminación del aire y del agua, el ruido, etc.) y servicios ambientales estéticos (paisaje) y de recreación.

Para comprender de manera más amplia el concepto de hipótesis hedónica, se presenta el ejemplo planteado por Azqueta (1994, b) para el caso de un bien privado *h* (una vivienda). Su precio P_h es función del conjunto de atributos del mismo:

$$P_h = f(S_h, N_h, X_h)$$

En esta función de precios hedónicos S_h representa al vector de características estructurales de la vivienda (metros cuadrados, materiales de construcción, etc.); N_h es el vector de características del barrio (cantidad de comercios, medios de transporte, seguridad, etc.) y X_h corresponde al vector de características del medio ambiente circundante (proximidad a espacios naturales, calidad del agua y del aire, ruido, etc.).

A partir de la especificación de la función de precio del bien multiatributo en cuestión, se puede calcular el precio sombra de las características especificadas a partir de la derivada parcial de tal función con respecto a cualquiera de las características que forman parte de alguno de los vectores, la cual señalaría la disposición a pagar por una unidad adicional de dicha característica.

No obstante, la especificación y la estimación de la función de precios hedónicos resulta un problema empírico de difícil resolución que influye intensamente en las estimaciones del valor de los atributos de la vivienda estudiados. Para ello es necesario llevar a cabo una regresión cuya variable dependiente sea el precio de las viviendas y las variables independientes sean las características observadas de la misma, utilizando la forma funcional que provea el mejor ajuste. En general, se utilizan tanto formas funcionales lineales como no lineales. Las primeras tienen como supuesto implícito que los precios sombra de los atributos bajo estudio se mantendrán constantes, no importa cuál sea la situación inicial de la que se parta. Es decir que el precio correspondiente a un incremento del nivel de contaminación del aire en un contexto de muy baja contaminación, sería el mismo que se correspondería en un contexto de contaminación extrema, lo que no resultaría del todo convincente. Las funciones no lineales pueden representarse de manera logarítmica, semilogarítmica, cuadrática, exponencial, transformación de Box Cox (Freeman, A. M.; 1993). La elección de este tipo de funciones implica que el precio sombra de cada atributo varía según el punto de referencia. Lo interesante en estos casos es averiguar cómo cambian los precios implícitos de los atributos a medida que se alteran en un determinado sentido, lo cual dependerá de la forma funcional que se elija y del signo que presente la segunda derivada de la misma.

Luego, la estimación de la función puede hacerse utilizando datos de corte transversal en el que se estudia un conjunto determinado de viviendas y sus características ambientales asociadas en un instante del tiempo o mediante series de tiempo que indican como varía el precio de una o varias propiedades como consecuencia de la alteración de algún servicio ambiental.

Es importante aclarar que la función de precios hedónicos estimada corresponde a la configuración de una situación de equilibrio de mercado, pero no indica cuál es la demanda de cada grupo o persona (a través de las cuáles se estima esta función) por el bien ambiental analizado. La demanda individual de éste estará vinculada a su ingreso y a otras variables socioeconómicas. En caso de querer conocer la demanda de cada familia o persona, no sería suficiente conocer la función de precios hedónicos implícitos en el mercado, sino que habría que estimar la demanda individual de cada uno de ellos por cada uno de los atributos de interés[22].

Sin embargo, si el objetivo es la estimación de los beneficios o perjuicios que genera una determinada acción con relación a un bien ambiental, y no la demanda de diversos grupos sociales por el mismo, es muy probable que la estimación de la función de precios hedónicos sea suficiente. En caso de presentarse una mejora de la calidad ambiental, la misma se verá reflejada en una revalorización neta de la propiedad (descontando cualquier aumento impositivo vinculado a la misma).

Sin embargo, debe hacerse una salvedad con relación a las conclusiones que puedan extraerse a partir del cambio producido en el precio hedónico de la vivienda. Es muy probable que este aumento en el precio de la vivienda provoque alguna reacción desde el lado de la oferta modificando el precio de equilibrio, y en tal caso, ya no sería muy claro a qué valor asciende el beneficio y quiénes son los que se apropiarían del mismo. Por esta razón, es preciso incorporar un supuesto acerca del comportamiento de la oferta que permitiera operar con el modelo y obtener algún tipo de valoración. En este sentido, una primera posibilidad sería que la oferta sea perfectamente elástica, y se ajuste al cambio producido de manera que no se modifique el precio del bien bajo análisis. De esta manera, los inquilinos se verían más beneficiados. No obstante, esta medida sería muy improbable en el corto plazo. Una segunda alternativa, consiste en partir del supuesto de que la oferta es totalmente inelástica, por lo que no se produce ningún tipo de ajuste, beneficiándose solamente el propietario del inmueble. Consecuentemente, la modificación en el precio implícito estimado a partir de la función de precios hedónicos estaría informando acerca del cambio en el valor de la propiedad. Por último, cabe la posibilidad de suponer que la curva de oferta se ajuste parcialmente en el corto plazo, y completamente en el largo plazo. En este caso, es

---

[22] Para encarar tal tarea, es decir, la estimación de la demanda individual del atributo ambiental estudiado; en un primer momento, se planteó la posibilidad de estimar a partir de una regresión en la cual las características socioeconómicas de la población (edad, sexo, nivel de ingreso, nivel de educación, estado civil, cantidad y edad de hijos, etc.) fueran las variables independientes y los precios marginales implícitos obtenidos al estimar la función de precios hedónicos, la variable dependiente. Sin embargo, esta práctica no tardó en verse enfrentada a numerosas críticas. El argumento principal consistía en que el ejercicio resultaba inválido dado que se utilizaba el mismo conjunto de personas que se había usado para la estimación de la función de precios hedónicos; por ende a partir del mismo no se hacía otra cosa que duplicar los resultados obtenidos a partir del primer ejercicio al no aportar ningún dato adicional al análisis. Para resolver este problema se incorporó información de una nueva ciudad, entre las que la movilidad no fuera perfecta. Así, se podían explicar las divergencias en los precios sombra de los atributos de las viviendas que se presentaban en ambas ciudades y se veían reflejadas en las distintas funciones hedónicas estimadas, teniendo en cuenta la distinta composición de la población de las ciudades (Azqueta, D.; 1994).

necesario estimar una ecuación que describa el comportamiento de la oferta para luego ser combinada con la curva de demanda implícita previamente estudiada. De esta forma, el análisis se hace más complicado dado que los beneficiarios en el corto y en el largo plazo no son los mismos.

2.4.1 Dificultades operativas de la aplicación del método de precios hedónicos

2.4.1.1 Valor de la vivienda o valor del metro cuadrado

Inicialmente, es necesario determinar si se trabajará en base al valor de la vivienda o sobre el valor del suelo (metro cuadrado) en el área. Existen diversas opiniones al respecto, muchos coinciden en que el valor del suelo es el más indicado dado que capitaliza todas las rentas independientemente del uso al que esté destinado. No obstante, en la literatura abundan los estudios que se proponen estimar modelos más complejos incluyendo diversas características a partir del valor de la vivienda.

2.4.1.2 Fuente de información

Luego, debe establecerse cual es la fuente de información que se utilizará para obtener datos acerca del valor de la vivienda. Guiarse por la información de las transacciones que tienen lugar en el mercado inmobiliario presenta ventajas y desventajas. Por un lado, proporciona información real, pero por otro, el mismo se caracteriza por poseer poco movimiento. En otras palabras, no se llevan a cabo numerosas operaciones en un área particular durante un período de tiempo determinado, lo que impide conocer en todo momento el precio de equilibrio de mercado. Asimismo, y estrechamente vinculado con el punto anterior, muchos autores plantean serias dudas acerca de si los precios por los que se realizan las transacciones son efectivamente los precios de equilibrio. En este sentido, se argumenta que la mayoría de las personas que ingresan en el mercado con intenciones de realizar una transacción lo hacen con un precio de referencia en mente, y una vez que encuentran una persona dispuesta a realizar la operación en un monto que se acerque al mismo, se cierra la búsqueda y se concreta la operación. Este rasgo es característico de los mercados de bienes heterogéneos con costos de transacción elevados, y pone en duda el carácter óptimo de los precios en que se realizan las transacciones dando lugar a posibles mejoras del mismo en el caso de prolongar la búsqueda para obtener nuevas ofertas. Por lo tanto, si los precios en que se concretan las transacciones no son óptimos, la inferencia del valor del bien ambiental a estudiar no será del todo precisa.[23]

Otra alternativa consiste en recurrir al asesoramiento de expertos, es decir, agentes del mercado inmobiliario. La principal ventaja de esta opción consiste en que se cuenta con información de una fuente calificada. La desventaja central radica en que en muchas ocasiones la información brindada sea demasiado general sin atender las particularidades del caso, y por ende, poco precisa.

---

[23] Con referencia a este punto, Azqueta (1994) hace mención al trabajo: Kim, S-H (1992) Search, hedonic prices and housing demand. *The review of economics and statistics*, 74 (3): 503-508.

Finalmente, se puede preguntar directamente al propietario del departamento, empero hacerlo puede implicar importantes riesgos. Por una parte, el propietario puede asignarle un valor personal que se alejaría de la información objetiva que precisa el investigador a la hora de realizar el estudio. Además, es posible que la respuesta que brinde posea un sesgo estratégico[24]. No obstante, es una realidad que el propietario es aquél que seguramente conoce más las características específicas de la vivienda, y puede haber tomado algún tipo de medidas defensivas que contrarresten las deficiencias existentes, y que deban reflejarse en el precio del inmueble. En este sentido, es esencial poder identificar la presencia de medidas defensivas, dado que de no ser así los resultados que arroje el método de precios hedónicos no serán completamente confiables para recoger los efectos de las alteraciones de la calidad de un determinado servicio ambiental.

2.4.1.3 Tipo de precio

La duda principal radica en determinar si se tomará en cuenta el precio de venta o de alquiler del inmueble. Ambas alternativas presentan sus ventajas y sus desventajas. Por un lado, el mercado de alquiler exhibe una tasa de rotación mayor, lo que implica que los costos de cometer un error son muchos menores en el caso de un alquiler que en el de una compra. Si este fuera el caso, es de esperarse que al tomar precios de alquiler aumente la probabilidad de estar operando en base a precios de referencia en lugar de precios de equilibrio de mercado, y por tanto, no siga una conducta óptima sino meramente satisfactoria. Simultáneamente, el mercado de alquiler por su carácter dinámico es capaz de demostrar con mayor regularidad los efectos de posibles cambios en el medio ambiente sobre el bien privado objeto de análisis. En conclusión, el precio de alquiler resulta un precio más actualizado.

2.4.2 Limitaciones del método de precios hedónicos

El método de precios hedónicos presenta una serie de limitaciones en lo referente a los supuestos necesarios para asegurar su validez y determinar su ámbito de aplicación.

2.4.2.1 El supuesto de la movilidad

Es preciso el cumplimiento del supuesto de movilidad de las personas dentro del mercado objeto de estudio, debido a que para que una persona pueda expresar su disposición a pagar por un bien determinado debe poder elegir entre diversas cantidades de dicho bien. Esto significa que los costos de transacción no deben ser prohibitivos, es decir, debe garantizarse un grado de movilidad tal que la persona esté en condiciones de optar entre viviendas afectadas por distintos niveles de contaminación o que se hallen a diversos grados de proximidad de espacios verdes. En caso de que los costos de transacción fueran prohibitivos, la persona no tendría suficiente capacidad de elección, por lo que los precios de los bienes privados no reflejarían los cambios producidos en la característica ambiental en cuestión.

---

[24] Se entiende por sesgo estratégico el hecho de que el interés particular del individuo lo lleve a no revelar su verdadera disposición a pagar o aceptar.

Para el caso de las viviendas, la posibilidad de enfrentarse a costos de transacción prohibitivos no sería del todo remota. En este sentido, habría que sumar a los costos inevitables de búsqueda y mudanza, los vinculados al cambio de ambiente, los para nada despreciables que impone el sistema impositivo (gravámenes a las transferencias de inmuebles, impuesto de sellos, etc.), las erogaciones por asesoramiento jurídico, escrituras, la eventual necesidad de cambio de trabajo, etc.

Asimismo, en el caso de existir mercados segmentados se presentaría el mismo problema. Se puede citar como ejemplo ilustrativo, el caso de una ciudad en la que existan dos barrios claramente diferenciados, ya sea por razones de raza, religión, clase social de la población, etc., en los que se impongan trabas significativas a la libre movilidad entre los mismos. Por consiguiente, cualquier variación en los atributos ambientales de las viviendas no se vería completamente expresada en los precios, dado que ante la ausencia de movilidad la población del otro barrio se ve impedida de demostrar su disposición a pagar por el mismo.

En conclusión, la validez del método de precios hedónicos descansa en el cumplimiento del supuesto de libre movilidad, en caso contrario deberá evaluarse la posibilidad de aplicar un método alternativo.

2.4.2.2 El rol del ingreso *per cápita*

Esta variable es esencial para la estimación de la función de precios hedónicos, dado que en todos los casos, la disposición a pagar por un bien es función, entre otras variables, de la capacidad de pago de las personas (este punto se hace extensible a los demás métodos que también descansan en la estimación de la disposición a pagar por servicios ambientales). Y si consideramos que los bienes ambientales son bienes superiores, la demanda por los mismos aumentará más que proporcionalmente ante un aumento de los ingresos. Existe abundante evidencia empírica que comprueba este hecho, demostrando que la revalorización de las viviendas producto de mejoras en los atributos ambientales es superior cuanto mayor es su valor de mercado.

Una forma posible de afrontar esta dificultad consiste en normalizar para bienes inmuebles de un mismo precio, aplicando los resultados obtenidos sin tener en cuenta el ingreso *per* cápita de los grupos sociales posiblemente afectados.

2.4.2.3 Captación del valor de uso y de no uso

Al igual que lo que sucede con el método de costo de viaje, el método de precios hedónicos permite reflejar, en principio, el valor de uso del bien ambiental para las personas afectadas; sin contar con la misma capacidad para estimar los valores de no uso que pueda tener el bien ambiental objeto de análisis para todo un conjunto distinto de personas, lo que constituye una importante limitación del método. A su vez, es importante destacar, que el método tampoco puede capturar la totalidad de las alteraciones sufridas por los valores de uso. Hay una cantidad importante de personas que se ven afectadas por los cambios en la calidad ambiental cuyas preferencias no son consideradas por el método. En el caso de la contaminación del aire, hay una serie de personas que no habitan en el sitio bajo estudio pero se ven afectadas por éstos, tal es el caso de los transeúntes que no habitan en el barrio, personas que deben acercarse a ese lugar para hacer un trámite o por cuestiones laborales. «El bien ambiental forma parte de la función de producción de utilidad de las personas, como argumento de

uno de los subconjuntos de bienes que, sin embargo, no está relacionado con la vivienda como bien privado. Lo que impide al mercado de éste recoger el cambio en el bienestar experimentado por ellos.» (Azqueta, 1994, b. P.114)
A su vez, los intereses de las generaciones futuras quedan a expensas de las preferencias expresadas por las generaciones presentes en los mercados de los bienes privados a partir de los cuales pueden estimarse los precios de los bienes ambientales.

En síntesis, el método de precios hedónicos posee importantes limitaciones en lo referente a los mecanismos de valorización que utiliza, y a los supuestos acerca de la representación de los intereses sociales que hay detrás del mismo.

2.4.3 Enfoque desde el lado de la oferta: Aplicación del modelo al mercado de arrendamiento de tierras para la explotación agrícola[25]

Hasta ahora se han desarrollado las características del método de precios hedónicos tomando como referencia el mercado de bienes inmuebles, bienes finales a partir de los cuáles los consumidores derivan utilidad. Pero este método puede aplicarse en cualquier mercado de productos diferenciados.

Es interesante analizar la manera en que el modelo puede reformularse para analizar la tierra como factor de producción agrícola. En este sentido, la referencia principal es el modelo desarrollado por Palmquist (1989)[26] para el arrendamiento de tierras y más adelante la aplicación del mismo hecha por Palmquist y Danielson (1989)[27] para el estudio de la erosión y el drenaje en el mercado de compra-venta de tierras. La idea principal del modelo conceptual desarrollado por Palmquist consistía en que el precio de arrendamiento de la tierra dependía de las características productivas de la misma (Vicente, G.; 1997). En este caso, la función de utilidad de los individuos se ve reemplazada por la función de beneficios de la firma. Por consiguiente, pueden derivarse funciones de demanda y de oferta de tierra en arrendamiento que dependan de sus características productivas y el modelo puede utilizarse, a su vez, para evaluar las mejoras en esas características.

Siendo Qlas características productivas exógenamente determinadas de la tierra y Z el vector de características de la tierra que pueden ser alteradas por las decisiones que toma su dueño, se establece la siguiente función de costo de la firma: C (Q, Z, P_f) - donde P_f es un vector de precios de factores de la producción - que puede usarse para derivar una familia de curvas de oferta para cada una de las características.

En el lado de la demanda del mercado de arrendamiento hay productores que utilizan la tierra como un insumo. Se supone que cada productor utiliza una parcela. A su vez, cada uno de los i productores posee una función de producción «multiproducto» del tipo:

$$X_i = X_i(F_i, Q_i, Z_i)$$

---

[25] Se toma como referencia para el desarrollo de este punto, lo expuesto por Freeman III, A. M. (1993), pp.407-409.
[26] Citado por Vicente, G. (1997): - Palmquist, R. B. (1989) Land as a Differentiated Factor of Production: A Hedonic Model and its implications for Welfare Measurement. Land Economics. Vol.65 N.1.pp 23-28.
[27] Citado por Vicente, G. (1997): - Palmquist, R.B.; Danielson L.E. (1989) A Hedonic study of the effects of erosion control and drainage on farmland value. American Agricultural Economics Association. Feb. 1989 pp. 55-62

Donde F_i es el vector de factores variables de producción. Cada productor elige niveles de producción y de demanda de insumos, además de características de las parcelas de tierra que arrienda para maximizar los beneficios variables $(P.X_i - P_f F_i - P_f)$ sujeto a la función de producción multiproducto (X_i). Como solución de este problema de optimización restringida se obtiene la función de beneficios variables N (P,F_i,Q_i,Z_i). A partir de esta función de beneficios variables se pueden derivar las curvas de demanda de cada una de las características del suelo. El equilibrio en el mercado de arrendamientos hedónicos se obtiene a través de la doble envolvente de las curvas de oferta y de demanda. El equilibrio puede representarse a través de la función hedónica de arrendamiento, R (Q, Z). Los precios marginales implícitos en equilibrio de las características productivas del suelo, pueden derivarse a través de la diferenciación de esta función. Como corolario, pueden derivarse las funciones de demanda inversa de cada una de las características productivas del suelo.

2.4.4 Validez del método

El método hedónico a pesar de las dificultades expuestas ha manifestado un significativo progreso como técnica de estimación de beneficios. Smith y Huang (1995)[28] han producido una serie de meta-análisis de estudios empíricos que utilizan el método de precios hedónicos para valorar la calidad del aire. El análisis hecho de 37 estudios arrojó 167 estimaciones independientes de la relación entre la contaminación del aire y el valor de las propiedades. Luego de estandarizar los resultados de los estudios empíricos y las medidas de calidad del aire, estos autores concluyeron que el método de los precios hedónicos estaba a la altura de las expectativas teóricas que se establecían sobre el mismo (O´Doherty, 2001).

2.5 El método de Valoración Contingente

Este método se distingue de todos los expuestos previamente por ser el único método directo o hipotético. En otras palabras, este método a diferencia de los anteriores - indirectos u observables - tiene como objetivo que las personas declaren sus preferencias con relación a un determinado bien o servicio ambiental, en lugar de realizar estimaciones sobre la base de conductas que se observan en el mercado. Asimismo, el método de valoración contingente es el único que permite calcular el valor económico total de un bien o servicio ambiental, dado que es capaz de estimar tanto valores de uso como de no uso, siendo estos últimos los responsables de su gran difusión debido a que ningún otro método puede capturarlos. Adicionalmente, habida cuenta de las dificultades que presentan los métodos indirectos ya mencionados con anterioridad, el método de valoración contingente se presenta como una metodología útil a los fines de la comparación. Este tipo de análisis comparativo es conocido con el nombre de *Tests of Convergent Validity* (O´Doherty, 2001). No obstante, dado que los beneficios que se miden a través del método de valoración contingente y los otros métodos (costo de viaje, precios hedónicos, etc.) divergen, este tipo de ejercicios de comparación es frecuentemente cuestionado. Asimismo, es considerado también el método más controvertido de valoración económica de servicios ambientales (Ecosystem Valuation, 2006).

---

[28] Citado por O´Doherty, R. (2001): - Smith, V.K., and Huang, J.C. (1995) Can Hedonic Models Value Air-quality? A Meta-analysis of Hedonic Property Values Models. Journal of Political Economy 103, 209-227

La aplicación del método generalmente tiene como objeto la estimación de la función de demanda de un bien que no posee un mercado donde pueda ser transado ni posea relaciones de sustitución o complementariedad con otros bienes privados. Este último sería el caso en que nos enfrentamos a funciones de utilidad estrictamente separables, por tanto no queda otra opción que preguntarle a las personas directamente por la alteración en el bienestar experimentada o esperada. No obstante, este método es teóricamente aplicable a todos los casos de valoración ambiental.

El origen de este método se remite a la década del setenta en los EEUU, cuando Robert Davis[29] lo desarrolló como parte de su tesis doctoral realizando encuestas a cazadores sobre el valor que le atribuían a los bosques del estado de Maine. A lo largo de los años, el método de valoración contingente consolidó su respetabilidad siendo oficialmente reconocido por varias instituciones dedicadas a cuestiones ambientales en diversos países, lo que dio impulso a la realización de una gran cantidad de estudios que utilizaron esta metodología.

2.5.1 La «disposición a pagar» y la «disposición a aceptar»

Es importante hacer un paréntesis para ampliar algunas cuestiones tratadas anteriormente con respecto a la disposición a pagar y la disposición a aceptar o la compensación exigida. En primer lugar, las divergencias encontradas entre ambas medidas no son para nada triviales. Kahneman, Knestsch y Thaler (1990) comparan resultados de diversos estudios que evalúan las disparidades entre la disposición a aceptar y la disposición a pagar, mostrando que el ratio de los valores medios de ambas medidas se ubica en un rango entre 1.4 y 4.8, ilustrando los valores más elevados de la disposición a aceptar respecto de la disposición a pagar que surgen de la evidencia empírica. Asimismo, la cantidad de personas que se negaban a responder o daban como respuesta una valoración infinita era significativamente superior en el caso de «compensación exigida» que en el de «disposición a pagar». Estas divergencias se explican, por un lado, porque la disposición a pagar se ve restringida por el ingreso de las personas mientras que la compensación exigida no está asociada con ninguna restricción que involucre a la persona encuestada. A su vez, los puntos de referencia que se toman en ambas medidas son distintos. Por otra parte, puede existir un sesgo estratégico en la respuesta.

Además, en muchos casos se considera inadecuado el uso de la disposición a aceptar debido a que se ha sugerido la posibilidad de que la persona encuestada presente reparos de índole moral por el hecho de aceptar un pago a cambio del permiso para degradar el medio ambiente. Este punto, sobre todo, se aplica a los servicios ambientales que poseen un valor de existencia o un valor de opción significativo. La disposición a aceptar implica que la generación presente perciba una compensación por la pérdida de algún servicio ambiental, y si el encuestado le asigna un importante valor de opción al servicio ambiental en cuestión (por ejemplo, el deseo de que las futuras generaciones disfruten de tal servicio), la disposición a aceptar puede hallar cierta resistencia. El encuestado puede encontrar inmoral el hecho de recibir una compensación a cambio de privar a las generaciones futuras del disfrute de tal servicio. Este hecho se puede reflejar en la negación a dar una respuesta o en proponer unos valores exageradamente elevados. Por el contrario, la disposición a pagar, si es planteada co-

[29] Davis, R. K. (1963) The value of outdoor recreation. An economic study of the Maine Woods. PhD Dissertation, Harvard University.

rrectamente, permite obtener los valores correspondientes a los distintos componentes del VET evitando las respuestas de protesta (O´Doherty, 2001).

En este sentido, Carson (1999) plantea que la elección entre la «disposición a pagar» y la «disposición a aceptar» depende de los derechos de propiedad que existan o se asuman sobre el bien o servicio en cuestión. La disposición a aceptar resulta más dificultosa de aplicar con éxito debido a la necesidad de convencer a los encuestados de la legitimidad de renunciar a los beneficios provistos por un determinado bien ambiental. Sin embargo, según el autor, la misma generalmente representa la perspectiva correcta de derechos de propiedad. Si el encuestado no posee el bien o servicio ambiental o si no goza de derechos legales, el instrumento de medición correcto debe ser la «disposición a pagar».

Otro punto que destacan algunos autores (Hoehn y Randall; 1989)[30] es que en el caso de que la personas encuestadas no cuenten con experiencia previa en la valoración de bienes públicos en general, y que al mismo tiempo sean adversos al riesgo, es frecuente que se observe en una primera instancia una sobreestimación de la disposición a aceptar y una subestimación de la disposición a pagar. Estudios que han realizado pruebas sucesivas del método de valoración contingente (Coursey *et al.*, 1987; Singh, 1991)[31]:muestran que la disposición a aceptar tiende a disminuir en la medida en que los encuestados se sienten más familiarizados con el método. Asimismo, en el caso de la disposición a pagar no se observan alteraciones importantes en las sucesivas iteraciones del proceso, lo cual indica que la disposición a pagar constituiría un estimador inicial bastante preciso del valor del bien o servicio en cuestión (O´Doherty, 2001).

2.5.2 Los distintos tipos de encuesta

El método de valoración contingente consiste en el uso de encuestas que contienen un cuestionario estructurado en el que se le pregunta a las personas beneficiadas o perjudicadas por un determinado proyecto, cuánto estarían dispuestas a pagar por obtener un determinado beneficio o por evitar la experimentación de un perjuicio de carácter ambiental. Alternativamente, se puede considerar la posibilidad de preguntar qué compensación exigirían en caso de renunciar a un determinado beneficio o de tolerar un perjuicio.

Las encuestas pueden hacerse personalmente, telefónicamente o por correo. Los encuentros personales constituyen la forma más común de encuesta. Las ventajas que éstos presentan son innegables. Por un lado, permiten al investigador ofrecer información detallada ayudándose con material visual como gráficos, fotografías, esquemas, etc.; responder a las dudas que se manifiesten a lo largo de la encuesta y manejar el ritmo de la misma. No obstante, una de sus principales desventajas, más allá del posible sesgo del encuestador, es el elevado costo de la misma. Para poder realizar

---

[30] Citado por O´Doherty, R.(2001): Hoehn, H.P.; Randall (1989) Too many proposals pass the benefit –cost test. American Economic Review, 79, pp. 544-551

[31] Citados por O´Doherty (2001): - Coursey, D. L.; Hovis, J.; Schulze, W. D.(1987) «The Disparity Between Willingness to Accept and Willingness to Pay Measures of Value», Quarterly Journal of Economics, Vol. 102, pp 679- 690.
- Singh, H. (1991) «The disparity between willingness to pay and compensation demanded», Economic Letters, Vol. 35, No 3, pp 263-266

encuestas de este tipo, es preciso contar con abundantes recursos financieros.

Una alternativa más económica son las encuestas telefónicas, empero, este tipo de encuestas contiene algunas limitaciones. En primer lugar, su realización impide presentar información detallada del problema a atender sin poder contar con material impreso que facilite la comprensión por parte del encuestado de la problemática ambiental estudiada. Este hecho circunscribe la realización de este tipo de encuestas a situaciones en las que se presenta un problema simple, de fácil comprensión y del que abunda información entre la población estudiada, y por ende, la respuesta no precisa de una profunda elaboración. Consecuentemente, la duración de las mismas es notablemente inferior a la de las encuestas personales.

Otra alternativa menos costosa son las encuestas enviadas por correo a una muestra representativa de la población bajo estudio. Una de las virtudes de este formato de encuesta es que permite la utilización de material visual para la mejor comunicación y compresión del problema. Sin embargo, los inconvenientes que presenta esta modalidad son numerosos. Principalmente, esta tipología de encuesta impide que el encuestador posea control sobre el orden en el que son respondidas las preguntas y el tiempo que se toma el encuestado para responder cada una de ellas. Este primer punto constituye una desventaja significativa dado que el no respetar el ordenamiento previsto en el formulario dificulta el encadenamiento de las preguntas y puede llegar a fomentar un eventual sesgo estratégico por parte de la persona que responde.

La elección entre las distintas tipologías de encuesta descansa principalmente en la restricción presupuestaria de aquél que encarará el estudio. No obstante, es importante resaltar que es altamente recomendable la realización de ensayos previos a la realización de la encuesta entre pequeños grupos de control para poder detectar y corregir a tiempo las posibles deficiencias en el diseño de la misma. Ésta es considerada la parte más importante y la que plantea un mayor grado de dificultad en todo el proceso de valoración contingente, dado que la experiencia muestra en muchos casos que los problemas de comprensión de la encuesta son manifiestos. Por tal razón, esta etapa puede extenderse a lo largo de un período superior a los seis meses (Ecosystem Valuation, 2006).

2.5.3 La información contenida en las encuestas

Las encuestas deben contener tres tipos de información:

1. Información concerniente al servicio ambiental en cuestión, de manera de asegurarse que el encuestado conozca los beneficios que éste le genera y pueda identificar apropiadamente el problema. En muchos casos, tal como se mencionó anteriormente, las encuestas van acompañadas de gráficos y esquemas que favorecen la compresión.

2. Otro bloque que contenga información acerca de la alteración sufrida por el servicio bajo análisis. En este punto debe especificarse detalladamente cuál es el punto de partida, la magnitud de la modificación hipotética, las repercusiones que suponen para la persona y el instrumento de pago que se utilizará (por ejemplo, un impuesto o tasa mensual o anual, una entrada o permiso de uso, precios incrementados por el control de contaminación, etc.). Una vez descripto el escenario se pregunta al encuestado cuánto está dispuesto a pagar por el cambio propuesto. Es importante resaltar que el encuestado debe responder sobre cómo repercute ese cambio en su bienestar, y no lo que piensa que la sociedad debería hacer.

3. Por último, se incluyen una serie de preguntas que tienen como objeto relevar características socioeconómicas del encuestado que se definen en función de la situación que se estudia. Por ejemplo: ingreso, edad, estado civil, nivel de estudios, etc.[32]

Con referencia a la población o universo de estudio, es importante determinar cuáles son los usuarios directos del servicio ambiental estudiado que responderán por su valor de uso. Asimismo, dado que esta metodología también nos permite contabilizar los valores de no uso, en muchos casos puede resultar necesario ampliar la muestra para incorporar a algunos grupos que solamente puedan atribuirle valor de existencia al bien o servicio ambiental. En consecuencia, la determinación de la población a partir de la que se inferirán los resultados es primordial.

El método de valoración contingente admite diferentes variantes de encuesta: el formato de pregunta abierta, el formato de pregunta cerrada, el formato de subasta o referéndum y el formato múltiple o de tarjeta de pago (en el apéndice se hace una descripción de los mismos).

Una etapa previa al diseño y elaboración de las encuestas, tal como se mencionó en el apartado anterior, consiste en el trabajo con lo que se denominan «grupos de control» compuestos por personas pertenecientes a la población con la que se trabajará, desarrollando distintos tipos de actividades que permitan determinar cuál es el conocimiento promedio que los mismos poseen sobre el servicio ambiental que se estudiará, la importancia que éstos le asignan a aspectos tales como: la calidad, la cantidad, la accesibilidad, la disponibilidad de sustitutos y la reversibilidad del cambio operado en el mismo.

A partir de estos trabajos de ensayo, principalmente deberán testarse los potenciales sesgos de la encuesta. En este sentido, deberán evaluarse distintas maneras de realizar las preguntas, si las respuestas obtenidas son sensibles a cambios en las descripciones del bien o servicio que se encuentra bajo estudio, etc.

Por otro lado, es importante cerciorarse de que los encuestados al responder no estén suponiendo que la mejora de un determinado servicio ambiental incluye también la mejora de otros servicios asociados con el mismo. Por ejemplo, si la encuesta consulta la disposición a pagar para valorar únicamente la visibilidad (a través de la reducción de la contaminación del aire), es importante asegurarse de que dentro de ese valor no se incluya el valor que se le asigna a las mejoras en la salud asociadas con la misma.

Asimismo, es sumamente importante establecer cuál es el instrumento de pago y con que frecuencia que se utilizará, quienes disfrutarán de la mejora y quienes pagarán por ello si ésta es eventualmente provista. Por otra parte, el encuestado debe ser advertido de que al responder debe tener presente su restricción de presupuesto.[33]

---

[32] Se sugiere realizar estas preguntas al final de la encuesta, dado que hacerlo en una primera instancia puede generar incomodidad y mala predisposición por parte del encuestado.
[33] En el caso de que la unidad de análisis sea el hogar, el ingreso de referencia que debe tomarse es el del hogar y no el del individuo que responde (Ecosystem Valuation. 2006).

Es también aconsejable incluir preguntas que permitan validar las respuestas que da en un primer momento el encuestado, para verificar la comprensión y la aceptación del escenario hipotético planteado. Asimismo, es importante poder determinar las características socioeconómicas y de comportamiento de las personas encuestadas para posteriormente poder realizar un análisis más profundo de las diferentes respuestas obtenidas y su relación con estas variables.

2.5.4 Sesgos inherentes al método de valoración contingente

Como ya se mencionó con antelación, el método de valoración contingente es considerado el método de valoración económica más controvertido y los sesgos inherentes a éste método son de especial relevancia en este sentido.

En principio, el carácter hipotético del método no promueve una reflexión profunda acerca de la problemática ni tampoco la buena voluntad para contestar correctamente por parte del encuestado. Consecuentemente, es posible que el encuestado responda el primer monto que se le ocurra o que acepte sin meditar hondamente lo que le plantea el encuestador. El hecho de manejarse constantemente en el terreno de la hipótesis implica que el cometer un error no trae grandes perjuicios. La evidencia empírica, a pesar de no ser terminante, indicaría la existencia de algunos problemas en este sentido. Esta cuestión ha sido mencionada ampliamente en la literatura y como respuesta se ha propuesto realizar preguntas lo suficientemente creíbles, para que el encuestado piense que de decidirse llevar a cabo el proyecto en cuestión, se verá obligado a pagar el monto que se le pregunta en la encuesta.

El sesgo por el que el método de valoración contingente ha sufrido más rechazo en el ámbito académico y que ha sido mencionado previamente en varias ocasiones es el sesgo estratégico. Puede presentarse el caso en que el encuestado posea un interés especial vinculado a la problemática objeto de la encuesta, y que por consiguiente, sea muy cauteloso en las respuestas que brinda en pos de la consecución de su cometido. De esta manera, su contestación no es honesta sino estratégica, la persona considera que la respuesta que aporte tendrá incidencia en el resultado final, y que en consecuencia, se verá favorecida. Entre los distintos tipos de sesgos estratégicos que pueden presentarse, se encuentra el conocido problema del *free rider*. Admitiendo esta posibilidad desde un comienzo, es de esperarse que la existencia de un sesgo estratégico constituya un obstáculo importante para la aplicación del método de valoración contingente.

Para neutralizar este sesgo se idearon diversas técnicas. Entre ellas se destaca el intento de estimar una función de sesgo, que permita calcular el mismo para luego descontarlo de los resultados finales obtenidos con el método de valoración contingente. Otra opción que se planteó es diseñar la encuesta de manera de que el encuestado no tenga dudas acerca de la incapacidad que tiene para influir en el resultado final del estudio (no sólo en cuanto a la decisión de implementación de un potencial proyecto sino a su financiamiento) a través de su contestación.[34] No obstante, la eliminación de este sesgo no solucionaría del todo los problemas, dado que la existencia de un sesgo estratégico implica la presencia de un incentivo para que el encuestado tome en serio

[34] Una posibilidad es que el encuestador le declare a la persona que de llevarse a cabo el proyecto, los costos del mismo se dividirán en partes iguales entre todos los beneficiarios.

la propuesta y piense la respuesta. Parecería, entonces, que nos enfrentamos a un círculo vicioso de difícil resolución. Sin embargo, el formato de pregunta cerrada o dicotómica (para más detalles ver apéndice, pág. 50 y 51) se encontraría libre de este problema. Asimismo, existe abundante evidencia que muestra la no manifestación de conductas egoístas de manera sistemática (Bohm 1972 [35]; McMillan 1979; Evans and Harris 1982; Watson 1991) [36].

Mitchell y Carson (1989) sostienen que la motivación para desarrollar un comportamiento de tipo estratégico sería débil debido a diversos factores. En primer lugar, los autores establecen que para desarrollar comportamiento estratégico se precisa de un gran volumen de información – y por ende, incurrir en un costo elevado - para ser efectivo. A su vez, las encuestas de valoración contingente generalmente dan la impresión de que existe un volumen importante de encuestados, por lo que la probabilidad de incidir en el resultado final del estudio es relativamente baja. Por otra parte, los instrumentos de pago a los que invoca buena parte de estos estudios – aumento de impuestos, de tasas y de precios - afectan intensamente a las restricciones presupuestarias provocando reacciones negativas, que difícilmente fomenten un tratamiento liviano por parte de los encuestados, aún en situaciones hipotéticas.

2.5.5 La valoración ambiental como compra de satisfacción moral

No obstante, en la actualidad, la polémica en torno al método de valoración contingente ha virado desde el argumento del sesgo estratégico al de la compra de la satisfacción moral[37]. El cuestionamiento, en lugar de ser sobre la honestidad de la contestación, pasa a ser sobre el significado de las respuestas; determinar que es lo que las personas están realmente valorando.

En este sentido juegan un rol particular los sesgos producidos por el orden en que se realizan las preguntas (para más detalles ver apéndice pág. 55). Una manifestación particular de éste es lo que se conoce como «efecto incrustación» [38](*embedding effect*), que consiste en que la valoración que se obtiene de un determinado bien o servicio ambiental diverge según la secuencia en la que aparece como parte – de ahí el término incrustado - de un bien más amplio. La existencia de este efecto deriva de un estudio desarrollado por Kahneman y Knetsch[39] que mostraba que una determinada mejora en la calidad del medio ambiente por separado presentaba una valoración muy superior a que si formaba parte de una mejora más general. Por ejemplo, la valoración que

---

[35] Citado por Azqueta *et al.*(1995):
- Bohm, P. (1972) Estimating demand for public goods: An Experiment. European Economic Review, 3: pp. 111-130.

[36] Citados por O´Doherty, R. (2001).
- McMillan, J. (1979) «Individual Incentives in the Supply of Public Inputs», Journal of Public Economics, Vol 12, pp 87-98
- Evans, R. C.; Harris, R. H. D. (1982) «A Bayesian Analysis of the Free Rider Meta Game», Southern Economic Journal, vol. 49, pp 137-149
- Watson, J. (1991)»Communication and Superior co-operation in two-player normal form games», Economics Letters, Vol 35, No 3, pp 267-271

[37] También conocida como efecto *warm glow*.

[38] También conocido como «efecto todo-parte», «efecto simbólico» o «efecto desagregación».

[39] Citado por Azqueta, D. (1994, b): Kahneman, D.; Knetsch, J. L. (1992) Valuing public goods: the purchase of moral satisfaction. Journal of Environmental Economics and Management, 22: 90-94.

se hace de la conservación de un grupo de árboles pertenecientes a un bosque es la misma que se hace de la totalidad de los árboles que componen ese mismo bosque. La interpretación de este hecho por Kahneman y Knetsch es que el método de valoración contingente no provee información acerca de la valoración que la persona hace de un determinado bien o servicio ambiental, sino lo que para la persona vale una causa justa, la satisfacción moral que se obtiene ya sea la conservación de un bosque entero o parte del mismo.

No obstante, ante estas conclusiones varios autores sostuvieron que el problema planteado por Kahneman y Knetsch era completamente irrelevante, dado que el principio de soberanía del consumidor establece que deben aceptarse las valoraciones que hacen las personas sin hacer ningún tipo de cuestionamiento acerca del contenido de las mismas. Por su parte, O´Doherty (2001) manifiesta que la evidencia proporcionada por Kahneman y Knetsh no es lo suficientemente sólida como para sustentar las conclusiones a las que éstos arriban dado que según su entender, la satisfacción moral representa un determinante de la disposición a pagar por un bien público, y como tal, es esperable que ambas variables presenten una alta correlación.

En contraposición, otros investigadores encontraron al efecto incrustación y a todas sus implicancias como concluyentes con respecto a la validez del método. Sobre todo, teniendo en cuenta que los resultados aportados por el método servirían de apoyo al proceso de toma de decisiones en el campo de los bienes públicos, lo cual desalentaría el hecho de correr riesgos de tal magnitud.

Con relación a todas las anomalías que se han evidenciado en los trabajos de economía del comportamiento respecto a los postulados que realiza la economía neoclásica acerca de la racionalidad (D. Kahneman, A. Tversky, R. Thaler, Knetsh), Mc Fadden (1996) establece que es necesario que en los casos de aplicación del método de valoración contingente, los economistas tomen en cuenta el impacto de tales anomalías en las respuestas observadas y que busquen algún procedimiento que les permita minimizar los errores en las respuestas.

Luego de haber presentado las ventajas y los inconvenientes que posee el método de valoración contingente resulta más que complicado extraer una conclusión terminante acerca de su validez.[40] Azqueta (1994) destaca la importancia creciente que ha mani-

---

[40] Ante la permanente duda acerca de la fiabilidad del método de valoración contingente, la National Ocean and Atmospheric Administration (NOAA) solicitó a un grupo de expertos la elaboración de un informe acerca de la confiabilidad del mismo. Entre los expertos se encontraban los prestigiosos economistas Arrow y Solow. El informe, conocido como el Informe del Blue Ribbon Panel, presentado en 1993, recomendaba:

1. Preguntar siempre por la disposición a pagar en lugar de la compensación exigida, aún en los casos en los que la medida correcta sea esta última, para así minimizar los riesgos de sobreestimación.
2. Utilizar el formato de pregunta cerrada para evitar el sesgo estratégico y por asemejarse a la forma usual de toma de decisiones.
3. Informar al encuestado acerca de la gran cantidad de inversiones posibles para la mejora del medio ambiente, que compiten por recursos financieros escasos y su propia restricción presupuestaria.

Más allá de las diversas críticas que recibieron estas recomendaciones, lo relevante es que en base a las matizaciones apuntadas el método era reconocido como válido, es decir, capaz de proporcionar estimaciones confiables (Azqueta, 1994,b).

festado el método a partir de la infinidad de estudios que lo han utilizado, lo que llevaría inevitablemente a asignarle cierto grado de confiabilidad, siempre y cuando se tengan en cuenta todas las limitaciones y las salvedades del caso.

Finalmente, se puede concluir que todos los cuestionamientos que se han dado en torno al método de valoración contingente han favorecido su maduración y que hoy en día sus fundamentos teóricos y sus limitaciones sean más ampliamente comprendidas. Igualmente, es importante que se continúe estudiando este método. La necesidad más apremiante tiene que ver con reducir los altos costos de diseño, de relevamiento y de procesamiento de encuestas sin perder fiabilidad en los resultados (Carson, 1999).

2.6 Los métodos de valoración económica y la distribución del ingreso

Tal como fue mencionado en sucesivas ocasiones a lo largo de este trabajo, los métodos de valoración económica de los servicios ambientales que descansan en la estimación de la disposición a pagar por los mismos, están estrechamente condicionados por el nivel de ingreso de las personas.

Este punto pone sobre relieve la idea previamente expuesta de que es muy importante tener en cuenta las limitaciones de los métodos de valoración económica. En caso contrario, si nos guiáramos por los resultados que se obtienen de su aplicación desentendiéndonos de éstos, sería de esperarse que el sector público diseñe medidas y destine recursos a la mejora de la calidad ambiental en zonas habitadas por sectores de ingresos más altos, dado que es allí donde se registra la mayor disposición a pagar. Al mismo tiempo, aquellas acciones que directa o indirectamente empeoren la calidad del medio ambiente se dirigirían, en la medida de lo posible, a áreas en las que residan ciudadanos de ingresos bajos, dado que allí la disposición a pagar es relativamente menor. Más allá de los cuestionamientos que puedan hacerse a esta derivación, la misma es coherente con la lógica interna de estos métodos que se restringe a identificar las preferencias implícitas o declaradas tal y como se expresan en el mercado. Citando las palabras de Azqueta (1994): «en la democracia del mercado no funciona el principio de una persona, un voto; sino el de una peseta, un voto.»

Esta limitante puede tratarse directamente al estimar la disposición a pagar por servicios ambientales controlando por la variable ingreso. Alternativamente, puede procederse a considerar algún criterio de bienestar social que tenga en consideración la equidad a la hora de determinar la distribución de los costos y los beneficios de un proyecto asociado con algún activo ambiental[41]. En este sentido, se considera pertinente hacer una breve revisión de algunos criterios de bienestar social[42].

---

[41] Mitchell y Carson (1989) plantean que los hacedores de política, con frecuencia, pueden verse más interesados en evaluar la distribución de los beneficios y los costos de una determinada política ambiental que en el cálculo de los beneficios y los costos agregados de las mismas. Este punto estaría sujeto a la disponibilidad de información sobre distribución de la renta, la cual generalmente, no es fácilmente adquirible. Una manera de encarar un análisis de este tipo consiste en la confección de un gráfico de frecuencias relativas acumuladas de diferentes montos de disposición a pagar. A partir de estos gráficos, es posible distinguir la diferencia que existe entre la media y la mediana de la disposición a pagar, la cual puede resultar un indicador del grado de concentración de ingresos de la población estudiada. Asimismo, es posible realizar varios gráficos similares distinguiendo según rangos de ingreso.

[42] La literatura que analiza esta problemática es sumamente extensa y compleja. Este apartado tiene como objetivo último revisar sucintamente algunas de las discusiones más relevantes para reflexionar en este sentido a la hora de analizar los métodos de valoración económica de los servicios ambientales, sin pretender encarar un análisis exhaustivo de la temática.

En primer lugar se ubica el criterio de Pareto. En la medida en que un determinado cambio beneficie al menos a una persona sin empeorar la situación de ninguna otra, el resultado obtenido cumple con el criterio de Pareto. Debido a que la mayor parte de las políticas imponen ciertos costos netos que deben ser soportados por algunos individuos, una gran parte de las propuestas de política no podrían ser aprobadas de acuerdo a este criterio. En general, las políticas públicas que se desarrollan para hacer frente a la problemática ambiental imponen ciertos costos sobre el sector productivo de la economía generando beneficios a los hogares. En consecuencia, debido al carácter exageradamente limitante que presenta este criterio se ha estimulado la búsqueda de nuevos criterios que avalen la puesta en práctica de políticas que incrementen el bienestar de una parte importante de la población. En esta línea, se ubica el criterio de compensación potencial de Kaldor-Hicks. Éste plantea la posibilidad de que aquellos que se vean beneficiados por alguna medida de política particular puedan compensar eventualmente a aquellos perjudicados por la misma.

En cierta forma este criterio plantea la posibilidad de que se presente una mejora en el sentido de Pareto, debido a que si la compensación efectivamente se pagara, ninguna persona vería disminuido su bienestar como consecuencia de la aplicación de la política. La cuestión es si la compensación debe ser realmente pagada o no. Si se considera que la misma debe ser pagada, este criterio puede interpretarse como una variante del criterio de Pareto, en la que el gobierno cobra impuestos con el objeto de asegurarse de que ninguna persona experimente una disminución en su nivel de bienestar, suponiendo que el costo de cobrar tales impuestos es nulo. Por el contrario, si se considera que la compensación no debe pagarse, de acuerdo al criterio de eficiencia de la Nueva Economía del Bienestar (basada en los trabajos de Pareto, Hicks y Kaldor), entonces se está suponiendo que todas las modificaciones en el bienestar individual son susceptibles de medición y que pueden ser agregadas en una medida de bienestar social. Partiendo de este criterio de eficiencia, el objetivo de la política social consiste en maximizar el valor de todos los bienes y servicios de la economía, incluyendo entre estos a los bienes y a los servicios ambientales. Uno de los argumentos más fuertes que posee el criterio de compensación de Kaldor-Hicks es que existe una serie de proyectos de los que se derivan unos beneficios lo considerablemente elevados, que hacen que todas las personas resulten beneficiadas en términos netos tomando a los mismos en su conjunto, a pesar de que existan algunos perdedores al considerar los proyectos de manera individual. El criterio de compensación de Kaldor-Hicks ha sido ampliamente criticado debido principalmente a que de no llevarse a cabo la compensación es posible que un grupo reducido de personas vea incrementado su bienestar a costa del perjuicio de otros (Mitchell y Carson, 1989).

Asimismo, es posible que se evalúe la decisión de realizar efectivamente la compensación teniendo en cuenta la distribución del ingreso prevalenciente, y por tanto se juzgue si la misma sería socialmente justa. Este enfoque que plantea una preocupación explícita por la equidad fue introducido por Little (1957)[43]. En términos generales, el mismo plantea una evaluación en dos etapas. En primer lugar, se analiza si el cambio bajo estudio cumple con el criterio de compensación de Kaldor-Hicks. Posteriormente, se evalúa si el mismo provoca una mejora en la distribución del ingreso (Freeman, A.M.; 2003).

[43] Little, I.M.D. (1957) A critique of welfare economics. 2nd edition. Oxford. U.K.Clarendon Press.

El último de estos enfoques consiste en realizar un juicio social particular con referencia a cuestiones de equidad introduciendo a éstas de manera sistemática en la evaluación de políticas sociales. La alternativa más frecuente que se desprende de este enfoque consiste en definir una función de bienestar social en la que se le asigna un peso diferencial a los cambios en el bienestar experimentados por diversas personas de acuerdo a su ingreso relativo respecto del resto de la sociedad. Por supuesto, el problema esencial que presenta este enfoque es la definición de la función ponderadora de bienestar social. La aplicación de este último enfoque aprobaría la ejecución de algunos proyectos que, a pesar de no cumplir con los criterios de Pareto y de compensación de Kaldor-Hicks (la suma neta de ganancias de bienestar es menor que cero), puedan generar una mejora sustancial de la distribución del ingreso (Freeman, A.M.; 2003).

En conclusión, únicamente las dos últimas alternativas tomarían en cuenta las desigualdades de ingreso a la hora de definir políticas, mientras las primeras descansan principalmente en criterios de eficiencia.

2.7 Algunas consideraciones finales con respecto a la elección del método a utilizar

A los fines de sistematizar los puntos desarrollados hasta el momento, se presenta un esquema (Figura 3) que sirve de orientación a la hora de elegir el método a aplicar.

En primer lugar, ante un determinado impacto ambiental, el investigador debe preguntarse si el mismo genera efectos mensurables en la producción de algún bien o servicio privado o si tal impacto se manifiesta únicamente como un cambio en la calidad ambiental. De acuerdo a la respuesta que se dé a esta pregunta, se establecen distintos escenarios y los métodos más comúnmente utilizados para valorar económicamente los mismos.

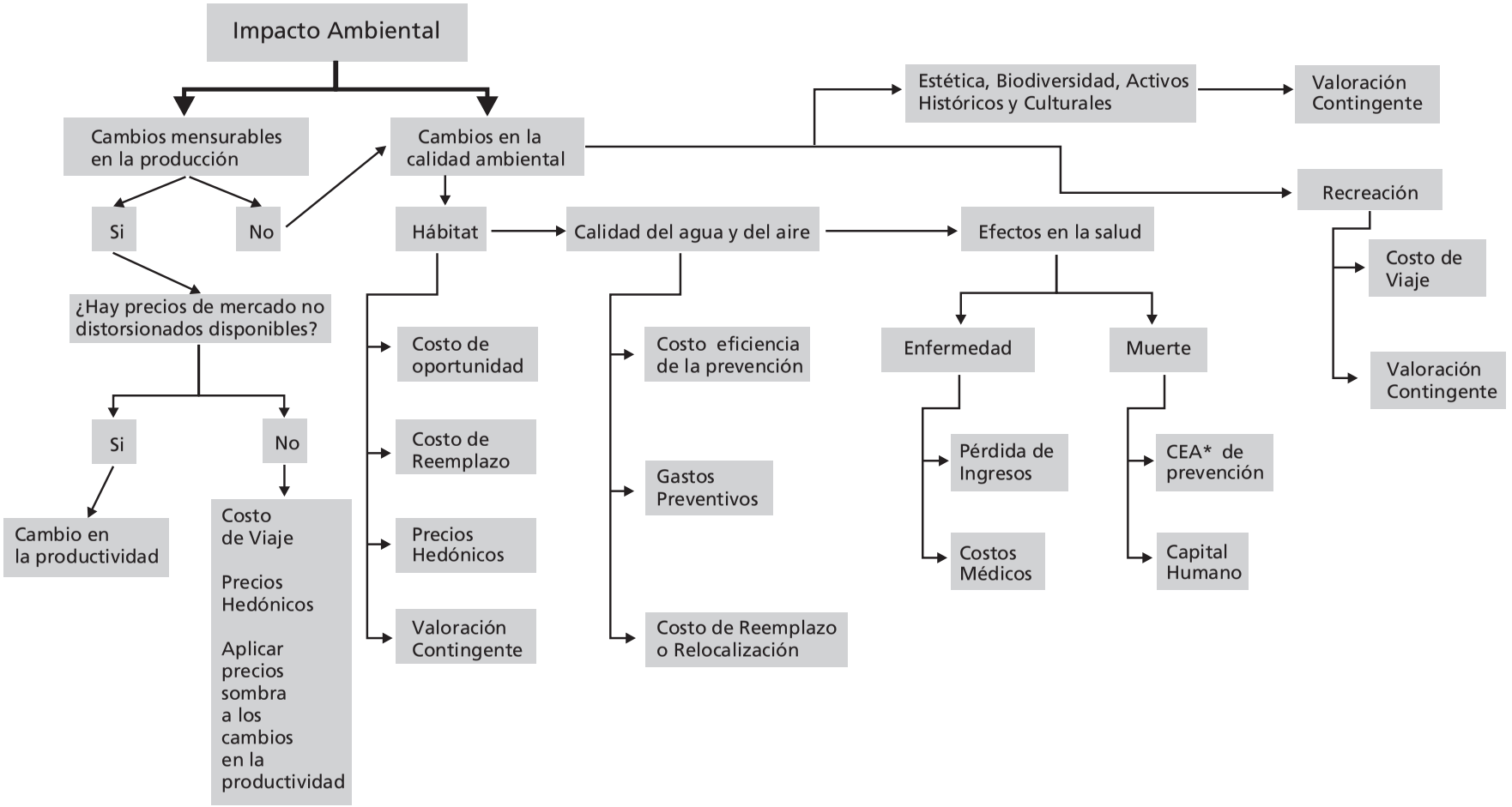
Por ejemplo, en el caso de que se presente contaminación de aguas por la aplicación de plaguicidas, se puede tener diversas consecuencias: afectación de la flora y la fauna, alteraciones en la salud de comunidades que se sirvan del agua contaminada para consumo, etc. En este caso, difícilmente pueda aplicarse la técnica de cambio en la productividad. A los fines de evaluar los cambios en la calidad del agua pueden aplicarse diversas técnicas que se concentran en calcular los costos de limpieza (costos de reemplazo y costos de relocalización) o los costos en los que se incurre como consecuencia de la alteración en la calidad del agua (costos inducidos por enfermedad, etc.)

La elección del método particular que se utilizará dependerá de la situación y de la disponibilidad de información. Generalmente, los impactos ambientales son susceptibles de ser evaluados de acuerdo a diferentes metodologías. La figura 1 sólo puede tomarse como una guía a la hora de decidir el método que se aplicará, pero el método más adecuado dependerá de la situación particular y de la información disponible.

2.8 La transferencia de beneficios

La transferencia de beneficios – también conocida como transferencia de resultados - no constituye un método separado de valoración sino una técnica a veces utilizada para estimar valores económicos de servicios del ecosistema mediante la transferencia de información disponible de estudios – denominados estudios de fuente - realizados en base a cualquiera de los métodos previamente expuestos, de un contexto o localidad a otra (SEEA, 2003).

Figura 3. Elección del método de valoración económica de la calidad ambiental



Fuente: Banco Mundial (1998)

*** CEA =** Country Environmental Analysis. Este tipo de análisis es encarado por el Banco Mundial y concebido como uno de los principales instrumentos de diagnóstico para evaluar sistemáticamente las prioridades ambientales asociadas al desarrollo en los países clientes del Banco Mundial, las implicancias ambientales de políticas clave y la capacidad de los países de establecer prioridades.

Una de las principales ventajas de aplicar la transferencia de beneficios consiste en que ahorra tiempo y dinero. Este método se utiliza generalmente cuando es muy caro o hay muy poco tiempo disponible para realizar un estudio original, y sin embargo, se precisa alguna medida. No obstante, el método de transferencia de beneficios puede ser solamente tan preciso como lo sea el estudio original. Además, es indispensable ser cauteloso con relación a la transitividad de los costos y las preferencias de una situación a la otra. A su vez, es necesario asegurarse de que los atributos de calidad ambiental a evaluarse sean los mismos, así como las características de la población afectada.

Existen distintas alternativas para la aplicación de está técnica: i) la transferencia del valor unitario medio; ii) la transferencia del valor medio ajustado; iii) la transferencia de la función de valor, y iv) el meta-análisis (Azqueta, 2002).

La transferencia del valor unitario medio supone que el bienestar promedio individual del sitio donde se realizó el estudio original es el mismo que el bienestar promedio individual del lugar al que éste es transferido. La transferencia implicaría únicamente multiplicar este valor medio (por ejemplo, la disposición a pagar media por una unidad menos de contaminación) por el cambio en la calidad del servicio ambiental del contexto que se está estudiando. Los resultados obtenidos a partir de esta variante no resultan del todo satisfactorios. Por consiguiente, solamente se recurre a ésta en caso de no contar con la función de beneficios del estudio fuente o con los datos de las variables independientes de la misma correspondientes al sitio a ser estudiado, es decir, cuando no puede realizarse la transferencia de la función de beneficios.

Por otra parte, la transferencia del valor medio ajustado consiste en seguir el mismo procedimiento que en el caso anterior, pero realizando un ajuste previo de los valores medios. Estos ajustes pueden elaborarse de dos maneras. En primer lugar, se pueden realizar en base a la opinión de expertos, introduciendo un frecuentemente indeseable elemento de subjetividad. Por otro lado, se puede encarar una desagregación de los resultados obtenidos a partir del estudio fuente, y de esta manera comparar las condiciones en las que se llevó a cabo el mismo, con el contexto particular que se quiere estudiar. Un ejemplo, en este sentido sería la desagregación según las características socioeconómicas de la muestra a partir de la cual se desarrolló el estudio fuente, para determinar el subgrupo que más se adecue al de referencia para llevar a cabo la transferencia.

A su vez, trabajar a partir de la función de valor consiste en transferir la ecuación de demanda estimada para un determinado servicio ambiental en base al estudio fuente. Esta ecuación vincula la disposición a pagar por un determinado bien ambiental (DP_i) con las características del mismo (X_{ij}) y las de la población analizada(Y_{ik}):

$$DP_i = a + bX_{ij} + cY_{ik} + e_i$$

En la que e_i representa un error estocástico. Siempre que sea posible la literatura plantea que es preferible trabajar con funciones de valor.

En último lugar, cuando se cuenta con numerosos estudios fuente para realizar la transferencia de beneficios, puede optarse entre diversas alternativas. Primeramente, se podría elegir aquél estudio que se considere más confiable, lo cual introduce un importante rasgo de subjetividad al análisis. Otra alternativa consiste en establecer un rango de valores ordenados de menor a mayor y optar por algún valor intermedio como aquél más probable. En este caso al igual que en el anterior, se descarta la infor-

mación contenida en los estudios que no resultan elegidos. Como respuesta a esta limitante, una de las opciones consiste en calcular un intervalo de confianza a partir de los valores medios y los desvíos estándar de los distintos estudios. En esta línea, otra alternativa es realizar un meta – análisis, es decir, capturar todos los resultados obtenidos en cada uno de ellos considerando que son extraídos de forma aleatoria de un conjunto común que los comprendiera a todos, y a partir del cual se pudiera estimar una función como la siguiente:

$$DP_s = a + bX_{sj} + cY_{sk} + dZ_{sm} + u_s$$

En esta expresión el subíndice s hace referencia a cada uno de los estudios contemplados, cuyas características quedarían comprendidas en : método utilizado, tipo de pregunta (cerrada, subasta); valor estimado (valor de uso, no uso o ambos) y también puede incluirse el autor que realizó el estudio[44].

La investigación comparativa para la evaluación de la transferencia de beneficios es muy escasa. Resultados preliminares sugieren que los resultados obtenidos por medio de esta herramienta se encuentran dentro de un rango de 50% por encima o por debajo de su valor real (SEEA, 2003). Con el objeto de reducir al mínimo las limitantes de esta técnica Azqueta (2002) recomienda: i) evitar transferir valores muy agregados, apelando a la desagregación de los mismos en caso de ser necesario; ii) involucrar a aquellos afectados por la decisión que se está evaluando consultando su opinión acerca de cómo se está operando; iii) realizar un pequeño ejercicio de estimación con un grupo de control representativo de la población bajo estudio a los fines de comparar con el valor de los parámetros estimados de la función de valor a transferir.

Existe consenso en la literatura acerca de la necesidad de aplicar con cautela la transferencia de beneficios, considerada como un buen auxiliar en las primeras etapas del proceso decisorio, de manera de evaluar y clasificar la información existente para posteriormente definir los estudios adicionales a realizar. Asimismo, se coincide en que la aplicación rigurosa de la técnica de transferencia de beneficios requiere del conocimiento técnico avanzado que se precisó para llevar a cabo la investigación original y aún un poco más (Azqueta, 2002).

3. Consideraciones Finales

La elección de los métodos de valoración económica dependerá de la situación a estudiar y de la disponibilidad de información y de recursos. Los resultados que se obtengan a partir tanto de métodos directos como indirectos constituyen aproximaciones

[44] En este sentido, es interesante destacar el esfuerzo realizado por Environment Canada y el Environment Protection Agency de EEUU para establecer EVRI, Environmental Valuation Reference Inventory, una red y base de trabajos de valoración económica del medio ambiente categorizados de acuerdo a diversos atributos. El objeto de su creación fue brindar soporte a los analistas de políticas para la aplicación de la transferencia de beneficios (http://www.evri.ec.gc.ca/)

al valor económico de los servicios ambientales. En el caso de los métodos indirectos, las valoraciones se derivan a partir de inferencias que se realizan de las vinculaciones que existen entre bienes y servicios ambientales que no cuentan con un mercado, y bienes y servicios privados. El hecho de que a partir de estos métodos no se pueda capturar el VET hace que los mismos sean en muchas ocasiones considerados la disposición mínima a pagar por el servicio ambiental. En el caso de los métodos de valoración directa, la disposición a pagar que surge de los mismos puede encontrarse en mayor o en menor medida afectada por las limitaciones y los sesgos desarrollados en secciones precedentes del trabajo, y por tanto, no pueden considerarse medidas muy precisas.

La aplicación de más de uno de estos métodos para el estudio de una situación de deterioro ambiental particular puede resultar en valoraciones distintas del mismo. Este hecho no debe resultar sorpresivo debido a que tal como se pudo ver, los métodos hacen referencia a distintos grupos de personas y actividades afectadas, y por tanto, cubrirán distintas categorías del VET de los servicios ambientales. Este punto debe ser atendido especialmente si se desea evaluar los resultados obtenidos a partir de un método comparándolo con los resultados obtenidos a partir de la aplicación de otro.

Es muy importante ser consciente de las limitaciones de estos métodos, dado que un buen conocimiento de su alcance puede resultar la mejor defensa de los mismos. En la medida en que las expectativas que se establezcan sobre el mismo no sean superiores a sus capacidades, se podrá obtener información - siempre que se tengan en cuenta las salvedades del caso - relevante para la toma de decisiones.

La valoración económica que surge a partir de estos métodos que descansan en la disposición a pagar de los individuos es usualmente cuestionada, sobre todo por el hecho de que la manifestación de las preferencias, tanto a partir de los métodos directos como indirectos, en cuanto a distintos niveles de calidad ambiental se ve limitada por la restricción presupuestaria de las personas. Como ya se mencionó a lo largo del trabajo, desconocer este punto a la hora de tomar decisiones sobre la base de estos estudios puede llevar a resultados que no resulten socialmente justos orientando la mayor parte de las mejoras ambientales a las áreas de mayor poder adquisitivo. En cierta forma, sin mediar ningún proceso correctivo, estos métodos consideran la distribución del ingreso existente como buena, y en base a la misma asignan implícitamente derechos de propiedad allí donde los mismos no se encuentran claramente establecidos. Por consiguiente, resulta esencial controlar por la variable ingreso en las estimaciones econométricas que se realicen para evitar que el disfrute de bienes y servicios ambientales responda a su carácter de bienes superiores (cuya elasticidad-ingreso de la demanda es superior a la unidad). Otra posibilidad consiste en aplicar algún criterio de bienestar social que tenga en consideración de manera explícita a la equidad.

4. Bibliografía

Arrow, K (1986) «Rationality of Self and Others in an Economic System», in Rational Choice. The Contrast between Economics and Psychology, ed. by Hoghart and Reder, University of Chicago Press, Chicago and London.

Azqueta Oyarzún, D. (1994) Gestión y valoración de proyectos de recursos naturales. Dirección de Proyectos y Programación de Inversiones. Instituto Latinoamericano y del Caribe de Planificación Económica y Social – ILPES. CEPAL, Santiago de Chile.

Azqueta Oyarzun, D. (1994,b) Valoración Económica de la Calidad Ambiental. Mc Graw Hill/ Interamericana España. Madrid.

Azqueta Oyarzun, D.; Pérez y Pérez, L. (1996) Gestión de espacios naturales. La demanda de espacios recreativos. Mc Graw Hill/Interamericana España. Madrid.

Azqueta Oyarzun, D. (2002). Introducción a la Economía Ambiental. Mc Graw Hill/Interamericana de España, S.A.U. Madrid

Banco Mundial (1998) Economic Analysis and Environmental Assessment. Environmental Assessment Sourcebook Update. Environment Department. Update Binder. Chapter 4. No.23

Banco Mundial (2004). Beyond Economic Growth. Students Book. Washington. USA. *http://www.worldbank.org/depweb/english/beyond/global/beg-en.html*

Banco Mundial (2004) How much is an ecosystem worth? Assessing the economic value of conservation. Working Paper No. 30893. *http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2004/12/07/000012009_20041207120119/Rendered/PDF/308930PAPER0Ecosytem0worth01public1.pdf*

Carson, R. T. (1999) Contingent Valuation: A user's guide. University of California, San Diego. Department of Economics. Discussion Paper 99-26.

Ecosystem Valuation (2006) Site funded by US Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service and National Oceanographic and Atmospheric Administration. Consultado por última vez el 17/07/07: *www.ecosystemvaluation.org*

EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory) Página Web, consultada por última vez el 26/07/07: *http://www.evri.ec.gc.ca/*

Fasciolo, G. (2002) Método de Costo de Viaje (MCV). Instituto Nacional del Agua. Centro de Economía, Legislación y Administración del Agua.

Fasciolo, G. (2002) Método de Valoración Contingente (MVC). Instituto Nacional del Agua. Centro de Economía, Legislación y Administración del Agua.

FECIC - PROSA (1988) El deterioro del ambiente en la Argentina. Buenos Aires

Field, C.; Field, M. (2003) Economía Ambiental. McGraw-Hill / Interamericana de España, S.A.U. Madrid, España.

Freeman III, A. M. (1993) The measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. Resources for the future, Washington.

Gallego, A. (1999) Valoración Contingente de un espacio verde. Trabajo de Investigación. Facultad de Ciencias Económicas. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza, Argentina.

Guerrero de Lizardi, C.; Pérez García, J. (2002) Comparación del precio de los ordenadores en Estados Unidos y España 1990-2000: un enfoque hedónico. Cuadernos de Investigación del Fondo de Investigación Richard Stone. N°5. L. R Klein. Centro Stone.

Kahneman, D.; Knestsch, J.L.; Thaler, R.H. (1990) Experimental test of the endowment effect and the Coase Theorem. Journal of Political Economy, 98 (6). Pp. 1325-1348.

Krutilla, J. V. (1967) Conservation Reconsidered. American Economic Review, 1967. Vol. 57. Issue 4.

Martínez Alier, J. (1998) Curso de Economía Ecológica. Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Oficina Regional para América Latina y el Caribe. Serie de Textos Básicos para la Formación Ambiental N° 1.

Martínez Alier, J. (1999) Introducción a la economía ecológica. Rubes Editorial, S.L. España. ISBN 84-497-0073-6

Mc Fadden, D. (1996) Rationality for economists? University of California, Berkeley. Department of Economics.

Mendoza, V. (2005) Apuntes Curso de Valoración Económica de Impacto Ambiental. Mimeo Ciudad de Córdoba, Argentina

Mitchell, R. C.; Carson, R.T. (1989) Using surveys to value public goods: The Contingent Valuation Method. Resources for the Future, Washington DC.

Millennium Ecosystem Assessment (2003) Concepts of Ecosystem Value and Valuation Approaches. *Ecosystems and Human Well-Being. A Framework for Assessment* Pp. 127-147. Island Press

O´Doherty, R. (2001) The Contingent Valuation Method. University of East Anglia and University College London. CSERGE Working Paper PA 93-01. ISSN 0967-8875

Penna, J.; Cristeche, E. (2008) «La Valoración de Servicios ambientales: Diferentes Paradigmas.», Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y de los Recursos Naturales. Documento de Trabajo No. 02. Ediciones INTA

Sabino, C. (1991) Diccionario de Economía y Finanzas. Ed. Panapo. Caracas. Venezuela.

Starrett, D.A (1998) Valuing Ecosystem Systems. Department of Economics. Stanford University.

SEEA (2003) Integrated Environmental and Economic Accounting. Handbook of National Accounting. United Nations, European Commission, International Monetarry Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, World Bank.

Sen, A. (1967) Isolation, Assurance and the Social Rate of Discount. The Quarterly Journal of Economics, Vol. 81, No. 1, pp. 112-124

Vicente, G. R. (1997) Estudio de las condiciones económicas de la tierra agrícola en Tandil, República Argentina. Uso de Metodología de Precios Hedónicos en el Mercado de Arriendo (Alquiler) de tierras para trigo. Pontificia Universidad Católica de Chile. Facultad de Agronomía. Departamento de economía Agraria. Serie de Tesis N ° 74. Santiago de Chile.

Turner, K. R.; Pearce, D.; Bateman, I (1993) Environmental Economics. An Elementary Introduction. The John Hopkins University Press – Baltimore.

Turner, R. K.; Paavola, J.; Cooper, P.; Farber, S.; Jessamy, V.; Georgiou, S. (2003) Valuing Nature: lessons learned and future research directions. Ecological Economics 46. pp.439-510

5. Apéndice – Valoración Contingente: Variantes de Encuesta y Dificultades asociadas a la realización de encuestas[45]

5.1 Distintas variantes para el diseño de la encuesta

5.1.1 La pregunta abierta

En este caso, se pregunta directamente al encuestado por su máxima disposición a pagar o su mínima compensación exigida. A la hora de contestar, únicamente se brinda información acerca del cambio ambiental en consideración y la forma de pago, sin incluirse ningún otro tipo de información adicional. El objetivo de la pregunta abierta es no ejercer ningún tipo de influencia sobre el encuestado al no establecer ninguna oferta inicial. No obstante, se señala que en muchos casos los encuestados poseen un desconocimiento importante de lo que podría llegar a ser una cifra razonable, sobre todo, cuando nunca antes las personas se habían planteado una cuestión de esa índole. Ante una situación como ésta, es muy común que se presente una elevada proporción de encuestados que se abstengan de responder. A su vez, este tipo de preguntas también da lugar al comportamiento estratégico por parte del encuestado. Por consiguiente, las estimaciones resultantes de esta variante no son del todo confiables (O´Doherty, 2001).

5.1.2 Formato de oferta iterativa o subasta (*bidding games*)

Este tipo de formato es solamente válido para las encuestas personales y telefónicas. Consiste en preguntar al encuestado si estaría dispuesto a pagar por una mejora ambiental a partir de un determinado monto. En caso de que la respuesta sea positiva, se repregunta por una cifra superior a la anterior y así sucesivamente hasta obtener una respuesta negativa. En caso de obtener una respuesta negativa frente al primer monto de referencia, se repreguntará por una magnitud inferior y así sucesivamente hasta obtener una respuesta positiva. Esta modalidad de realizar preguntas sucesivas hasta alcanzar un valor es muy similar a la de una subasta, de ahí su nombre.

Se ha demostrado que los resultados obtenidos a partir de esta variante pueden presentar un sesgo asociado con el monto de referencia utilizado.

5.1.3 Tarjeta de pago o formato múltiple

Este formato intenta brindar una solución al sesgo que presenta el formato de subasta, mostrándole al encuestado una serie de valores que ha gastado la gente en bienes y servicios públicos y se les pregunta cuánto están dispuestos a pagar por el bien o servicio ambiental en cuestión. En general, las cifras se ordenan de mayor a menor, y se le pide al encuestado que seleccione una. En otros casos, los extremos superior e inferior están subrayados como una ayuda adicional.

No obstante, este método puede generar sesgos producto de: el rango de cifras presentadas, los valores más altos y más bajos de cada tarjeta, la media de los valores

[45] La temática desarrollada en este apéndice se sustenta fuertemente en la obra de Azqueta (1994).

presentados en cada tarjeta y el ordenamiento de las mismas. Kahneman (1986)[46] considera que las tarjetas de pago no constituyen un buen sustituto del formato de pregunta abierta por estas razones.

5.1.4 Formato binario, de pregunta cerrada o dicotómica, o de referéndum[47]

Este enfoque goza de una creciente aceptación. El mismo consiste en preguntar directamente a las personas si están dispuestas a pagar un determinado monto o no. El procedimiento es simple: se debe tomar una muestra representativa de la población, la misma debe dividirse en subgrupos igualmente representativos a los que se les pregunte por montos distintos. A partir de las respuestas obtenidas se puede estimar a través de una transformación logit la curva de demanda implícita de la población. Frecuentemente, se arguye a favor de esta variante dado que formula una situación similar a la que se presenta en los mercados cotidianamente, donde las personas se enfrentan a un precio al que deciden comprar o no. Una de las mayores virtudes de este enfoque es que no conduciría a dar una respuesta deshonesta.

Empero, el formato binario presenta algunos problemas. En primer lugar, el tamaño muestral requerido es generalmente mayor al del formato no binario, lo que indefectiblemente lo hace más costoso. Luego, está la dificultad de escoger los precios que serán puestos a consideración dado que un precio demasiado bajo arrojará un desmesurado porcentaje de respuestas afirmativas, y viceversa. Por último, esta variante requiere una especificación previa de la forma funcional de la curva de demanda a estimar, para poder llevar a cabo las siguientes etapas del método, siendo los resultados obtenidos vulnerables a los posibles errores cometidos en dicha especificación.

A su vez, la elección de la gama de valores que serán incluidos en el estudio surge del ya mencionado trabajo con «grupos focales» o «grupos de control», donde se plantea una discusión abierta para fijar los valores inferiores y superiores del rango.

Azqueta (1994,b) plantea la posibilidad de que luego de obtener una respuesta, se repregunte la disposición a pagar del encuestado pero incorporando nueva información brindada por el encuestador. El objeto de esta iteración consiste en hacer reflexionar cuidadosamente a aquél que responde, forzándole a volver sobre la misma. Sin embargo, muchos autores expresan rechazo por esta variante debido a que se puede estar fomentando respuestas deshonestas.

Finalmente, Azqueta (1994,b) enfatiza que no vale la pena obtener una respuesta sin importar cómo. Lo importante es contar con una respuesta que sea informada y ho-

---

[46] Citado por O´Doherty (2001): - Kahneman, D. (1986) Comments. En: Cummings et al. eds.(1986) *Valuing Environmental Goods: A State of the Arts Assessment of the Contingent Method. (Totowa, N. J.; Rowman and Allanheld)*

[47] Este formato fue empleado por primera vez en el siguiente trabajo: Bishop, R.C.; Herbelein, T.A. (1979) Measuring values of extra-market goods: Are indirect measures biased? American Journal of Agricultural Economics, Vol.61. No.5. pp 926-930.

nesta. Esta tarea no es para nada simple, existen múltiples obstáculos que impiden obtener respuestas que reúnan dichas características.

5.2 Dificultades asociadas a la realización de la encuesta

5.2.1 La información previa

Cabe la posibilidad de que en muchos casos los encuestados no conozcan la existencia del cambio ambiental y que tampoco sean concientes de la relevancia del mismo. Si esto fuera así, más allá de la buena predisposición que tenga la persona al contestar, el valor de la respuesta sería casi nulo a los fines del estudio. Luego, es preciso que los encuestados presenten cierto grado de familiaridad con el problema bajo análisis. Y finalmente, la encuesta debe diseñarse de manera consistente con el marco teórico utilizado para la definición de valores de uso y no uso.

En este sentido, muchos autores coinciden en que el método de valoración contingente debe intentar garantizar las mismas condiciones de fiabilidad que ofrece el mercado en cuanto a la manifestación de las preferencias de las personas. Siguiendo esta línea, se arguye que las decisiones de compra que se realizan en el mercado contemplan procesos de búsqueda, de asesoramiento y de selección previos, demostrando la necesidad de contar con una importante dotación de información previa al momento de la transacción. No obstante, pretender que se cumplan los requisitos anteriores no deja de denotar cierto carácter irreal, circunscribiendo la aplicación del método de valoración contingente a aquellos bienes que se encuentran muy próximos a transacciones de mercado (bonos de carbono, por ejemplo), dejando de lado la gran mayoría de los problemas ambientales que nos afectan en estos tiempos (contaminación del agua y del aire, degradación de suelos, etc.).

No obstante, otros autores como Mitchell y Carson (1989) sostienen que el modelo de referencia del método de valoración contingente no debe ser el comportamiento de la persona en el mercado. Por el contrario, se considera que las cuestiones ambientales no son concebidas por la gente en términos estrictamente individualistas, sino que se pone en consideración a la sociedad en su conjunto. Por consiguiente, el método de valoración contingente debería tomar como referencia al modelo de participación política de las personas como ciudadanas en lugar de las reglas de comportamiento del consumidor en el mercado. Consecuentemente, lo anteriormente mencionado no tendría tanta validez y sería necesario reunir información similar a la que se precisa en los ámbitos de participación política.

Por su parte, el hecho de que una mayor provisión de información acerca de los conflictos ambientales bajo estudio genere valores más elevados y consistentes de disposición a pagar, sirve de sustento para el fomento de campañas de educación pública en temas concernientes al medio ambiente. La persuasión moral como un instrumento legítimo de política podría ser visto como un reflejo del incremento en el valor del medio ambiente de acuerdo a la mayor conciencia y entendimiento de la problemática ambiental que se viene registrando en los últimos años (O´Doherty, 2001).

5.2.2 El rol del tiempo en la formulación de la encuesta

El tiempo es un factor que afecta sensiblemente al método desde distintos puntos de vista. En primer lugar, el tiempo que transcurre entre la manifestación del evento en

cuestión y la encuesta puede repercutir en la percepción que el individuo tenga del problema, y por ende, en la valoración que realice del mismo. Por otra parte, el tiempo que se le otorga al encuestado para responder puede repercutir en la respuesta que éste dé.

Con referencia al primer punto, en muchos estudios, luego de transcurrido un tiempo considerable de la aplicación del método de valoración contingente que asegure que la persona no recuerda la valoración concedida en una primera instancia, se les vuelve a preguntar a los encuestados para comparar con las respuestas dadas en un principio, y de esta manera, contrastar la validez de las respuestas obtenidas o las reacciones frente a posibles cambios que se hayan producido en ese lapso de tiempo.
Por su parte, varios estudios confirman que a mayor tiempo para responder, menor es la valoración atribuida al bien o servicio ambiental en cuestión. Este fenómeno se explicaría por el hecho de que al contar con más tiempo para responder, el encuestado puede dedicarse a reflexionar, consultar a allegados, realizar cálculos, etc. Asimismo, el contar con más tiempo para responder puede terminar fomentado conductas estratégicas.

5.2.3 Las respuestas negativas

Otra consideración especial merecen las «no» respuestas, es decir, las ocasiones en que los encuestados se niegan a responder o responden con un «nada». Ante este hecho, puede llegar a interpretarse que la valoración que se está haciendo del bien ambiental en cuestión es nula. Sin embargo, puede que no sea así, y que la persona esté rechazando el planteamiento que se le hace cuestionando la moralidad del mismo, o porque rechace algunos de los extremos propuestos (cuando se piensa, por ejemplo, que los espacios naturales pertenecen a la comunidad y que no debería ponerse ninguna traba a su disfrute) (Azqueta, 1994). Esto no significa que la persona no valore el cambio, sino que no está de acuerdo con el planteamiento y su respuesta negativa es más bien una expresión de protesta. Por consiguiente, ante este tipo de casos es fundamental conocer la razón por la que se da esta respuesta y de esta manera evitar errores de interpretación de los resultados.

5.2.4 Sesgos

En primer lugar, Carson (1999) plantea que los datos de encuesta son, generalmente, poco precisos a la hora de estimar el valor de una variable continua (*i.e.* ingreso o horas trabajadas), lo mismo sucede en el caso de la información relevada por encuestas del método de valoración contingente. Es necesario contar con un tamaño de muestra que se ubique en un rango entre varios cientos y mil observaciones para obtener un nivel de fiabilidad razonable en términos de intervalo de confianza. Todos los miembros de la población bajo estudio deben tener una probabilidad de ser incluidos en la muestra conocida y mayor a cero. Si las probabilidades de inclusión en la muestra son distintas, se debe establecer un criterio de ponderación adecuado.

Con relación a la unidad de análisis, el hogar es generalmente más apropiado en los casos en que el instrumento de pago constituye un impuesto, mientras que en el caso de los pagos que toman la forma de aranceles de entrada (por ejemplo a áreas naturales protegidas) el individuo sería el más adecuado (Carson, 1999).

Asimismo, debe distinguirse entre la propuesta de realizar el pago una sola vez o que el pago se instrumente de manera continua. Un pago de una sola vez, promueve respuestas más conservadoras dado que no permite la posibilidad de extender los pagos

en el tiempo. Un único pago constituye una alternativa conveniente cuando la provisión de la mejora ambiental representa un evento puntual. Por el contrario, este no sería el caso de la contaminación del aire a escala local, para la cual deberían propiciarse acciones continuas (Carson, 1999).

En muchos casos, el punto de referencia que se tome en el formato de oferta iterativa o subasta puede generar sesgos en la respuesta. La persona puede tender a brindar una cifra cercana al punto de partida para acortar el tiempo de la encuesta o por considerar que el que diseña la encuesta tiene un conocimiento más acabado del tema y por ende la cifra que sugiere en una primera instancia le resulta acertada. La evidencia sugiere que los sesgos por esta causa no son para nada desdeñables. El formato de pregunta cerrada se encuentra por definición libre de este sesgo, si se han elegido de manera correcta las cifras propuestas.

Una manera de corroborar la posible existencia de este sesgo consiste en hacer un experimento previo al estudio, dividiendo al grupo focal en diversos subgrupos y proponiendo puntos de partida distintos a cada uno de ellos. Si las respuestas obtenidas difieren en cada subgrupo, entonces se puede inferir que existe el riesgo de sesgo, y por consiguiente, es preferible optar por algún otro formato.

Otra posibilidad es que se produzca un sesgo a causa del instrumento de pago propuesto. Al preguntar por la disposición a pagar de una potencial mejora ambiental se puede proponer como alternativa: un incremento en los impuestos, el cobro de entrada (por ejemplo, en el caso de las reservas naturales), un incremento en la tarifa de algún servicio público (por ejemplo, el agua corriente), etc. Hay evidencia que indica que las personas no serían indiferentes al instrumento de pago propuesto considerando a alguno de ellos como poco razonables y/o realistas. Para identificar la posible existencia de este sesgo se puede operar como en el caso anterior dividiendo a un grupo piloto en subgrupos a los que se les presentan distintos instrumentos de pago, en caso de contar con respuestas muy disímiles el riesgo de sesgo sería importante. No obstante, varios autores (Arrow, 1986; Kahneman, 1986; Randall, 1986; Mitchell y Carson, 1989)[48] no considerarían a esto como un sesgo dado que, normalmente, las personas al comprar en el mercado pueden hacerlo empleando distintos instrumentos de pago y expresan sus preferencias por los mismos, así como lo hacen por la cantidad, la calidad y el precio del bien.

[48] Citados por O´Doherty, R.(2001):
- Arrow, K.J. (1986) Comments. En: Cummings et al. eds.(1986)
Valuing Environmental Goods: A state of the Arts Assessment of the Contingent Method. (Totowa, N. J.; Rowman and Allanheld)
- Kahneman, D. (1986) Comments. En: Cummings et al. eds.(1986)
Valuing Environmental Goods: A state of the Arts Assessment of the Contingent Method. (Totowa, N. J.; Rowman and Allanheld)
- Randall, A. (1986) The possibility of satisfactory benefit estimating with contingent markets. En: Cummings et al. eds.(1986)
Valuing Environmental Goods: A state of the Arts Assessment of the Contingent Method. (Totowa, N. J.; Rowman and Allanheld).

Otro posible sesgo se daría como consecuencia de insuficiencia de información, lo que es más conocido como *assurance problem*[49]. En muchos casos, la persona puede manifestar una disposición a pagar inferior si no tiene seguridad de que el monto expresado por él y los demás encuestados sea destinado a obras que promuevan mejoras en la calidad del ambiente. Este sesgo se daría con bastante frecuencia. Para evitar este sesgo, en la práctica se lleva a cabo un proceso iterativo a través del cual se le informa al encuestado si con la magnitud respondida y la de los demás, las obras de mejora se llevarían a cabo, permitiéndole cambiarla en caso negativo. Asimismo, este procedimiento iterativo es considerado el más efectivo para obtener la mayor disposición a pagar posible.

En el caso de hacerse encuestas personales, la persona encuestada puede verse forzada a expresar una disposición a pagar alta dado que tal hecho puede considerarse como una actitud socialmente aceptada. De lo contrario, la persona puede temer ser vista como poco solidaria o comprometida con el problema. Mas aún, el sesgo puede verse incrementado cuando el encuestador ante una respuesta afirmativa pregunta por una magnitud superior, y así sucesivamente. Este sesgo sería poco significativo en las encuestas realizadas por correo (siempre que exista la posibilidad de abstenerse de contestar) y en las telefónicas dado que de esta forma puede mantenerse un mayor nivel de anonimato.

En el caso en que se realice una valoración de diversos bienes o servicios ambientales en una misma encuesta, es de esperarse que se le asigne una valoración mayor a los primeros que a los últimos. Esto se debe, en la mayoría de los casos, a que el encuestado no es informado acerca de la valoración múltiple que deberá realizar, por lo que a medida que la encuesta avanza el mismo va gastando gradualmente su renta hasta hacerlo por completo. Por lo tanto, es preciso dar aviso al encuestado de que las cuestiones ambientales en consideración son múltiples para, posteriormente, vincular las preguntas sucesivas a partir de la cifra anteriormente revelada.

---

[49] Este punto fue estudiado por Vickrey («One Economist's View of Philanthropy,» in F. G. Dickinson (ed.), Philanthropy and Public Policy. New York: National Bureau of Economic Research, 1962) para explicar como en los casos en los que están involucrados bienes públicos, las personas se ven impedidas de manifestar sus preferencias como miembro de un grupo (preferencias altruistas) llevándolos a actuar de manera individualista. Este fenómeno es conocido como el assurance problem y se puede explicar, suponiendo un caso en el que, en un primer momento, para producir una mejora ambiental la persona debería realizar una inversión por el mismo monto que estaría dispuesta a pagar para obtener esa mejora. En un principio, se puede pensar que esa persona no presentaría objeciones en realizar tal inversión. Sin embargo, él es conciente de que para obtener esa mejora la totalidad de la gente debe realizar la misma inversión, y no se tiene seguridad de que todos deseen lo mismo, y por ende, de que actúen en el mismo sentido. El sistema de mercado no garantiza de ninguna manera que el conjunto de la sociedad actúe de la misma manera. Por tal razón, es muy probable que en estas condiciones la persona termine no realizando la inversión necesaria para alcanzar la mejora ambiental deseada. A pesar de contar con preferencias altruistas, la persona termina conduciéndose de manera individualista (Sen, A.; 1967).

"MÉTODOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES"

El objetivo del presente trabajo consiste en hacer una revisión de los distintos métodos de valoración económica de los servicios ambientales que se encuadran en el marco de la economía ambiental. En primer lugar, se desarrolla el concepto de Valor Económico Total (VET), se analizan sus componentes y los métodos de valoración económica asociados a éstos. Luego, se analizan los métodos de valoración indirecta –costos evitados o inducidos, costo de viaje y precios hedónicos – y el único método de valoración directa: la valoración contingente. Se destina un apartado especial al estudio de la vinculación entre los métodos de valoración y aspectos asociados a la distribución del ingreso. Por último, se tratan las diversas alternativas de aplicación de la técnica de transferencia de beneficios que descansa en la utilización de estudios existentes de valoración económica de un determinado servicio ambiental en ciertos contextos, para estimar el valor de los mismos servicios ambientales en otros.

El trabajo se ha realizado con el ánimo de no desatender las limitaciones de los métodos de valoración, dado que se considera que un buen conocimiento de las mismas puede resultar su mejor defensa. En la medida en que se tenga un conocimiento más preciso del alcance de los métodos de valoración económica de los servicios ambientales y se tengan en cuenta las salvedades de cada caso, podrá obtenerse información relevante para la toma de decisiones a partir de su aplicación.

ISBN N° 978-987-521-292-3

INSTITUTO NACIONAL DE TECNOLOGÍA AGROPECUARIA
Rivadavia 1439 (1033) Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina;
www.inta.gov.ar; mesaent@correo.inta.gov.ar ; Tel.: 011 4338-4600; Fax: 011 4383-5090